**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Efeitos hidrológicos da composição da paisagem em microbacias
com florestas plantadas de *Eucalyptus***

Carla Cristina Cassiano

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2017**

Carla Cristina Cassiano
Engenheira Florestal

**Efeitos hidrológicos da composição da paisagem em microbacias com
florestas plantadas de *Eucalyptus***

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

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

Tese apresentada para obtenção do título de
Doutora em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2017

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

Cassiano, Carla Cristina

Efeitos hidrológicos da composição da paisagem em microbacias com florestas plantadas de *Eucalyptus* / Carla Cristina Cassiano - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011- - Piracicaba, 2017.

101 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Recursos hídricos 2. Bacias hidrográficas 3. Água - Análise quantitativa
4. Água - Análise qualitativa 5. Estrutura da paisagem I. Título

*Aos meus pais, Almiro e Cristina,
pelo amor e apoio incondicional.*

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Silvio Ferraz, pela orientação e oportunidade de trabalharmos juntos novamente. Também agradeço por me apoiar durante o doutorado e por se preocupar com o meu futuro.

Ao pessoal que passou pelo Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF) nesse período, fundamentais neste processo de aprendizagem, por todas as orientações, conversas, risadas e amizade: Vanessa, Aline, Renata, Carlinha, Garmin, Ricardo, Yuri, Urso, Cássio, Frederico, Vinicius, Clarissa, Máira, Benito, Rodrigo, e a todos os estagiários.

À Carol e a Lara pela amizade e pelas sugestões e correções desde a concepção do projeto até o resultado final.

Ao professor Walter de Paula Lima pelos ensinamentos e correções durante o desenvolvimento e finalização desta tese.

À equipe da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, pela amizade e por tornar as atividades de campo prazerosas e divertidas. Agradeço especialmente ao Rildo pelas conversas, a Elaine e ao Lourival pela atenção e ao Toninho pela dedicação as coletas e pela disposição em sempre me ajudar no desenvolvimento do projeto.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais pela formação acadêmica e a Giovana por todas as conversas e por oferecer ao programa sua dedicação e carinho.

À CAPES pela bolsa de estudo concedida e à FAPESP pelo projeto de auxílio concedido ao prof. Silvio (Processo nº 2013/22679-5).

Agradeço em especial aos meus pais, Almiro e Cristina, que sempre apoiaram as minhas decisões, incentivaram o meu desenvolvimento pessoal e acadêmico e me ensinaram a dar valor às coisas importantes da vida. Ao meu irmão e minha cunhada, Neto e Paola, por todo o carinho, e a minha sobrinha, Nicole, que alegra cada dia mais a minha vida. Ao Tiago Correia e a sua família, por todo carinho e suporte para a concretização desse importante passo da minha vida.

À minha família, em especial aos meus tios Luiz e Elza Bellini por todo o apoio e carinho nesses anos em Piracicaba. Aos meus amigos de Botucatu, do colégio e da graduação por estarem sempre presentes na minha vida rendendo risadas e nostalgia mesmo que muitas vezes compartilhadas em piadas e conversas de whatsapp.

A Deus por todas as oportunidades e conquistas na minha vida.

E a todos que contribuíram direta ou indiretamente para a conclusão desse trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO	11
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
3. MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1 Área de estudo	23
3.2 Microbacias experimentais	24
3.2.1 Delineamento amostral	24
3.2.2 Características fisiográficas	25
3.2.3 Uso do solo e manejo florestal	27
3.2.3.1 Produtividade dos clones de Eucalyptus	30
3.3 Dados meteorológicos	30
3.3.1 Precipitação	31
3.3.2 Evapotranspiração	31
3.4 Monitoramento hidrológico	32
3.4.1 Monitoramento da vazão	32
3.4.1.1 Preenchimento de falhas	33
3.4.2 Monitoramento da qualidade da água	34
3.4.3 Dinâmica de turbidez	35
3.5 Cronologia do experimento	36
3.6 Análise dos dados	36
3.6.1 Regime hidrológico	36
3.6.1.1 Balanço hídrico	36
3.6.1.2 Índice de escoamento base	37
3.6.1.3 Curva de permanência do deflúvio	38
3.6.1.4 Flashiness	38
3.6.2 Qualidade da água	39
3.6.2.1 Parâmetros físicos e químicos	39
3.6.2.2 Dinâmica de turbidez	39
4. RESULTADOS	41

4.1 Precipitação.....	41
4.2 Evapotranspiração	43
4.3 Balanço hídrico.....	43
4.4 Índice de escoamento base.....	46
4.5 Análise do deflúvio	47
4.6 Resposta hidrológica das microbacias	50
4.7 Qualidade da água	50
4.8 Carga de nutrientes e sólidos em suspensão.....	53
4.9 Dinâmica de turbidez.....	54
5. DISCUSSÃO	61
5.1 Efeito da composição do uso do solo	61
5.1.1 Regime hidrológico.....	61
5.1.2 Qualidade da água	65
5.2 Manejo convencional e manejo em mosaico.....	69
5.2.1 Regime hidrológico.....	69
5.2.2 Qualidade da água	75
5.3 Implicações para o manejo florestal	77
6. CONCLUSÕES	83
REFERÊNCIAS.....	85
APÊNDICES.....	99

RESUMO

Efeitos hidrológicos da composição da paisagem em microbacias com florestas plantadas de *Eucalyptus*

As florestas são reconhecidas por oferecerem diversos serviços ecossistêmicos aos seres humanos, dentre eles se destaca sua capacidade de regulação e provisão de água. Florestas plantadas, cultivadas principalmente para fins madeireiros, apesar de atenderem a demanda por produtos pela sua alta produtividade, nem sempre conseguem manter os serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos. As florestas plantadas de eucalipto, atualmente, compõem paisagens homogêneas, com grandes extensões de plantios com mesma idade. Um bom planejamento das áreas com florestas plantadas e o seu manejo correto poderiam reduzir os *trade-offs* dessa cultura. Dessa forma, nesse estudo buscou-se compreender o efeito da composição da microbacia hidrográfica sobre o regime hidrológico e a qualidade da água. Três microbacias hidrográficas tiveram seu regime hidrológico e sua qualidade da água monitorada durante três anos hídricos, de setembro de 2013 a agosto de 2016. As microbacias localizam-se na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga, ESALQ/USP. A microbacia 1 apresenta manejo em mosaico de idades e espécies, enquanto as microbacias 2 e 3 apresentam manejo convencional de eucalipto. As microbacias 2 e 3 apresentam 57% e 80%, respectivamente, de suas áreas ocupadas por florestas plantadas de eucalipto, e 39% e 12% de sua área, respectivamente, por floresta nativa. As microbacias 2 e 3 foram utilizadas para avaliar o efeito da proporção de uso do solo de florestas plantadas e nativas, e as microbacias 1 e 3 para verificar diferenças entre o manejo em mosaico e o manejo convencional. Durante o período de estudo, houve dois anos com precipitações atípicas. As microbacias 2 e 3 apresentaram índices similares do regime hidrológico, porém a microbacia 3 se demonstrou mais vulnerável a falta de precipitação em relação à microbacia 2. Quanto à qualidade da água, as microbacias 2 e 3 se diferenciaram principalmente quanto à exportação de sólidos em suspensão onde a maior faixa de vegetação nativa na microbacia 2 auxiliou na manutenção da qualidade da água. A microbacia 1 apresentou regime hidrológico mais estável do que a microbacia 3, mesmo sob anos atípicos, demonstrando que o manejo em mosaico favorece a estabilidade do regime hidrológico. Do mesmo modo, a microbacia 1 apresentou uma maior estabilidade na qualidade da água em relação à microbacia 3. Os resultados demonstraram que apesar de pequenas diferenças no regime hidrológico a presença de uma maior faixa de vegetação ripária traz benefícios à qualidade da água. O manejo em mosaico se demonstrou mais adequado na regulação do regime hidrológico e da qualidade de água em relação ao manejo convencional de florestas plantadas de eucalipto.

Palavras-chave: Quantidade de água; Qualidade de água; Eucalipto; Manejo florestal

ABSTRACT

Hydrological effects of landscape composition in *Eucalyptus* planted forests catchments

Forests are recognized for offering a variety of ecosystem services to humans, including their ability to regulate and provide water. Forest plantations, grown mainly for timber purposes, despite meeting the demand for wood products through their high productivity, are not always able to maintain ecosystem services related to water resources. Currently, eucalyptus planted forests compose homogeneous landscapes, with large extensions of plantations with the same age. A good planning and management of the forest plantation areas could reduce trade-offs. Thus, this study aims to understand the effect of catchment landscape composition on the hydrological regime and water quality. Three catchments had their hydrological regime and water quality monitored during three water years, from September 2013 to August 2016. The catchments are located at the Experimental Station of Forest Sciences of Itatinga, ESALQ/USP. Catchment 1 presents mosaic management of ages and species, while catchment 2 and 3 present conventional management of eucalyptus forest. Catchments 2 and 3 present 57% and 80%, respectively, of their landuse occupied by eucalyptus plantations, and 39% and 12%, respectively, by native forest. Catchments 2 and 3 were monitored to evaluate the effect of the proportion of landuse between planted forest and native vegetation and catchments 1 and 3 to verify differences between mosaic and conventional management. During the study period, there were two years with atypical precipitations. Catchments 2 and 3 present similar indices of the hydrological regime, but catchment 3 was more vulnerable to dry in relation to catchment 2. Whilst for water quality, catchments 2 and 3 differed mainly in relation to the export of solids, where the largest width of native vegetation in catchment 2 assists in the maintenance of water quality. Catchment 1 presented a more stable hydrological regime than catchment 3, even under atypical years, demonstrating that mosaic management favors the stability of the hydrological regime. Likewise, catchment 1 presented greater stability in water quality in relation to catchments 3. The results showed besides some differences in the hydrological regimes, the presence of a greater proportion of native forest brings benefits to water quality. The mosaic management was shown to be more efficient in the regulation of hydrological regime and water quality in relation to the conventional management of eucalypt planted forests.

Keywords: Water quantity; Water quality; Eucalyptus; Forest management

1. INTRODUÇÃO

As florestas são reconhecidas por oferecerem diversos serviços ecossistêmicos. Bacias hidrográficas cobertas por florestas bem conservadas se destacam pela sua capacidade de regulação e provisão de água tanto em quantidade quanto em qualidade (CALDER, 2002; LELE, 2009), fundamentais para o bem estar humano. Entretanto, as florestas nativas foram exploradas ao longo da história principalmente para a abertura de áreas agrícolas no sudeste e à retirada de produtos, como a madeira, resultando em uma paisagem fragmentada em que as florestas nativas ocupam pequena proporção, localizadas em reservas ou fragmentos em meio aos campos agrícolas (RIBEIRO et al., 2009).

No estado de São Paulo, com o aumento da demanda por madeira, impulsionado pelo desenvolvimento das estradas de ferro, em 1903, iniciou-se o cultivo de espécies do gênero *Eucalyptus*, original da Austrália, que destacaram-se pela alta produtividade. Atualmente, as florestas plantadas de eucalipto atingem seu crescimento máximo em média aos 7 anos de idade, quando é realizada a colheita da madeira, atendendo, principalmente, aos mercados de papel e celulose e de painéis de madeira.

As florestas plantadas de eucalipto são consideradas florestas de rápido crescimento e, portanto, apresentam um manejo de ciclo curto. Apesar de atenderem a demanda por madeira, as florestas plantadas se diferenciam das florestas nativas quanto a provisão de serviços ecossistêmicos (DE GROOT; VAN DER MEER, 2010). Enquanto, por exemplo, as florestas nativas tendem a regular os fluxos de água em uma bacia hidrográfica (LELE, 2009), as mudanças de cobertura do solo ocasionadas pelo manejo das florestas plantadas tendem a alterar os fluxos de água ao longo do seu desenvolvimento (SCOTT; PRINSLOO, 2008; VAN DIJK; KEENAN, 2007).

O manejo florestal na escala de microbacias hidrográfica pode auxiliar na mitigação dos efeitos das florestas plantadas sobre os serviços hidrológicos. Para isso, estudos propõem mudanças na composição da paisagem de microbacias como o manejo em mosaico de idades (ALMEIDA et al., 2007) e áreas ripárias maiores destinadas a vegetação nativa (FERRAZ, LIMA; RODRIGUES, 2013). Desse modo, as florestas plantadas passariam de extensos plantios homogêneos de eucalipto com talhões adjacentes de mesma idade, para uma paisagem com composição mais

heterogênea, com manchas maiores de floresta nativa e plantios multietâneos, o que poderia beneficiar a relação entre a floresta e a água.

Frente às previsões de mudanças climáticas com possibilidade de eventos de chuvas mais intensos e de secas mais severas (IPCC, 2013), a disponibilidade hídrica nas bacias hidrográficas vem se tornando motivo de atenção. Desse modo, o planejamento e o manejo de áreas com florestas plantadas devem buscar reduzir os *trade-offs* dessa cultura. Por isso, nesse estudo busca-se compreender o regime hidrológico e a qualidade da água de microbacias com florestas plantadas de rápido crescimento de eucalipto, tendo como objetivos:

1. Avaliar o efeito de diferentes composições de uso do solo no regime hidrológico de microbacias hidrográficas com florestas plantadas de rápido crescimento.
2. Avaliar o efeito de diferentes composições de uso do solo na qualidade da água de microbacias hidrográficas com florestas plantadas de rápido crescimento.

Dessa maneira, partindo-se do pressuposto que a composição adequada da microbacia hidrográfica pode estabilizar o regime hidrológico e a qualidade da água frente a extremos climáticos, as hipóteses do estudo são:

1. Microbacias hidrográficas com maior proporção de área ocupada por florestas plantadas de eucalipto em relação à floresta nativa possuem menor estabilidade do regime hidrológico e maior variação na qualidade da água.
2. Microbacias hidrográficas com grande proporção de florestas plantadas possuem maior estabilidade do regime hidrológico e da qualidade da água quando manejadas sob mosaico, em relação a microbacias hidrográficas com manejo convencional.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

As florestas oferecem diversos serviços ecossistêmicos, em diferentes escalas espaciais e temporais, incluindo desde serviços de provisão, regulação e culturais até serviços de suporte (SHVIDENKO; BARBER; PERSSON, 2005). Os serviços ecossistêmicos são considerados todos aqueles benefícios que as pessoas obtêm de um ecossistema (MEA, 2003). Em relação aos recursos hídricos, os ecossistemas florestais podem oferecer tanto serviços de provisão quanto de regulação (LELE, 2009), entretanto mudanças no uso do solo, como a colheita da floresta ou o reflorestamento, tendem a alterar esses serviços, modificando a qualidade e a quantidade da água disponível (BROWN et al., 2005; JACKSON et al., 2005).

Em bacias hidrográficas cobertas por florestas nativas os serviços de provisão e regulação da água se devem a alguns processos hidrológicos. Durante um evento de precipitação sobre uma floresta, o dossel intercepta parte da água da chuva, reduzindo o volume que chega diretamente ao solo (DAVID; VALENTE; GASH, 2005; BRAUMAN et al., 2007). A água interceptada pode tanto retornar a atmosfera por evaporação como atingir o solo mais lentamente por meio do escoamento pelo tronco (EDWARDS; WILLIARD; SCHOONOVER, 2015). A entrada mais lenta da água no solo em conjunto com a serapilheira (camada superficial do solo rica em matéria orgânica) reduz o volume propenso ao escoamento superficial e favorece a infiltração da água da chuva (BALBINOT et al., 2008; NEARY; ICE; JACKSON, 2009). As raízes profundas das árvores também auxiliam na infiltração da água, contribuindo para o armazenamento da água no solo (BRAUMAN et al., 2007). Parte da água armazenada nos solos é utilizada pela floresta, retornando para a atmosfera por meio da transpiração, e parte é liberada aos poucos para os rios (BRUIJNZEEL, 2004).

Desse modo, a regulação e a provisão de água nos rios são consequências do favorecimento do processo de infiltração da água no solo, reduzindo o risco de cheias na estação chuvosa e provendo água durante o ano todo mesmo em períodos de estiagem (BRAUMAN et al., 2007; OGDEN et al., 2013). A cobertura florestal, no entanto, não influencia a magnitude da vazão em eventos extremos de precipitação (CALDER, 2007; KEENAN; VAN DIJK, 2010).

O favorecimento da passagem da água pelo solo promovido pela floresta também torna a qualidade da água superior à água que atinge o rio diretamente após o escoamento superficial (BRAUMAN et al., 2007). Desse modo, a qualidade das águas de microbacias cobertas por florestas nativas tende a ser superior a de outros usos e ocupações do solo (BINKLEY; BURNHAM; ALLEN, 1999; VAN DIJK; KEENAN, 2007; BOGGS, 2013). Portanto, as florestas regulam os recursos hídricos em termos de quantidade e garantem a conservação da qualidade da água.

Os riachos têm a qualidade das suas águas influenciada tanto por fatores intrínsecos (geologia, solos, entre outros) quanto por fatores antrópicos (uso e manejo do solo) nas microbacias hidrográficas (JARVIE et al., 1997; JOHNSON et al., 1997; STOATE et al., 2001; NEAL et al., 2006). A mudança do uso do solo, ocasionada pela implantação ou colheita de espécies vegetais, tem impacto direto nos processos hidrológicos das microbacias (HORNBECK et al., 1993; STEDNICK, 1996; SWANK; VOSE; ELLIOTT, 2001; NEARY, 2016), de acordo com a extensão da área alterada (STEDNICK, 1996; GILFEDDER et al., 2012) e o tipo de vegetação (CUI; LIU; WEI, 2012). Dentre as atividades silviculturais que podem alterar a qualidade da água destacam-se a colheita, o preparo do solo, a construção de estradas, o uso de fogo, fertilizantes, herbicidas e inseticidas (NEARY, 2016). De modo que, a colheita é a atividade que produz a maior ruptura de processos ecológicos e, portanto, tem a maior influência sobre a qualidade da água (NEARY, 2016).

As florestas plantadas com espécies de rápido crescimento apresentam um manejo intenso da área e conseqüentemente, apresentam um *trade-off* de serviços hidrológicos, onde a produção madeireira e a transferência de água para a atmosfera podem contrapor à manutenção do deflúvio nos riachos (CHRISTINA et al., 2016). Em termos gerais, as evidências disponíveis sobre florestas nativas mostram que florestas apresentam um consumo elevado de água (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001; FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005; VAN DIJK; KEENAN, 2007; LARA et al., 2009) e o seu manejo pode promover alterações na qualidade da água do riacho (MALMER, 1996; BINKLEY; BURNHAM; ALLEN, 1999; QUINN; STROUD, 2002; DRINAN et al., 2013), no entanto estes estudos também apontam que há espaço para melhorar as atividades de manejo a fim de diminuir esses efeitos e evitar conflitos entre os consumidores de água e os produtores da madeira pelo uso da água. Um bom planejamento em nível de microbacia pode controlar algumas

mudanças em termos de produção média anual de água (ZHANG; ZHAO; BROWN, 2012), sendo preciso encontrar um equilíbrio na paisagem, alcançando benefícios econômicos, sociais e ambientais (FOLEY et al., 2005).

O setor de florestas plantadas no Brasil oferece uma gama de produtos madeireiros e não-madeireiros, contribuindo para a geração de empregos, tributos e bem-estar. No Brasil esse setor foi responsável por aproximadamente 1,2% do PIB em 2015 (IBÁ, 2016). As florestas plantadas ocupam 7,8 milhões de hectares do território nacional, sendo 72% florestas de *Eucalyptus sp.*, 20,5% de *Pinus sp.* e 7,5% de outras espécies como: *Acacia mearnsii* e *Acacia mangium* (acácia), *Hevea brasiliensis* (seringueira), *Schizolobium amazonicum* (paricá), *Tectona grandis* (teca), *Araucaria angustifolia* (araucária) e *Populus sp.* (populus) (IBÁ, 2016).

As florestas de eucalipto se destacam no país e principalmente na região sudeste, onde estão localizados 46% das florestas plantadas (IBÁ, 2016). Ressalta-se que o setor florestal contribui efetivamente na preservação e conservação de florestas nativas, reduzindo a pressão sobre essas por produtos florestais. Além disso, visando atender as certificações florestais, para cada hectare de floresta plantada o setor mantém 0,97 hectares de floresta nativa (ABRAF, 2013).

Há um investimento constante das empresas florestais em programas de melhoramento genético, na seleção de genótipos que promovam melhorias nas características da madeira, susceptibilidade a pragas e doenças, resistência à seca (nas regiões tropicais), tolerância ao congelamento (nas regiões subtropicais) e, principalmente, aumento de produtividade (GONÇALVES et al., 2013). A busca por produtividades cada vez maiores pode gerar conflitos a respeito da água, pois uma maior produtividade está diretamente relacionada ao maior consumo de água (CHATURVEDI; SHARMA; SRIVASTAVA, 1984). A disponibilidade de água é provavelmente o principal recurso que controla a produtividade florestal nas regiões tropicais (STAPE; BINKLEY; RYAN, 2004; SANTANA et al., 2008; STAPE et al., 2010).

A eficiência do uso da água pelo eucalipto pode ser avaliada pela quantidade de madeira produzida por unidade de água transpirada (HUBBARD et al., 2010). Alguns estudos avaliaram se uma maior disponibilidade de água poderia tornar mais eficiente o uso da água pelo eucalipto, ou seja, o eucalipto utilizaria menos água para produzir uma mesma quantidade de madeira. Desse modo, haveria um ganho ainda maior de produtividade em áreas com alta disponibilidade

de água. Porém, foram observados tanto plantios de eucalipto onde a maior disponibilidade de água tornou o plantio mais eficiente no seu uso (STAPE; BINKLEY; RYAN, 2008) quanto plantios onde a maior disponibilidade de água não refletiu em maior eficiência de uso (NGUGI ET AL., 2003; HUBBARD et al., 2010).

As florestas plantadas de eucalipto no Brasil apresentam manejo de ciclo curto que varia de 4 a 10 anos com uma a três rotações, de acordo com o uso a que se destina a madeira. A madeira pode ser utilizada para fins energéticos, como lenha e carvão vegetal, na construção civil, como postes e mourões, na produção de chapas de fibras, celulose e papel e na indústria moveleira (WILCKEN et al., 2008). A produtividade das florestas plantadas está associada às variáveis genéticas e variáveis ambientais podendo variar de $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (BAESSO; RIBEIRO; SILVA, 2010) a $65 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (STAPE et al., 2010). Dentre as variáveis ambientais, as disponibilidades de água e de nutrientes para o desenvolvimento das mudas influenciam diretamente sua produtividade, onde a produção tende a ser maior em locais sem déficit hídrico (SANTANA et al., 2008).

A condução da brotação, ou seja, segunda rotação é uma das práticas mais antigas utilizadas pelo homem, sendo denominado sistema silvicultural de talhadia (STAPE, 1997). A produtividade de florestas conduzidas por brotação é geralmente menor em relação à primeira rotação devido a restrições nutricionais (BARROS; TEIXEIRA; TEIXEIRA, 1997) e a compactação do solo relativa às operações de corte e colheita da madeira (DEDECEK; GAVA, 2005). Entretanto, práticas de cultivo mínimo e altas taxas de adubações podem garantir produtividades da rebrota similares a das mudas, tornando o sistema de talhadia economicamente atrativo mesmo com produtividades 30% inferiores (FERRAZ FILHO; SCOLFORO; MOLA-YUDEGO, 2014).

O crescimento inicial da rebrota é maior que o crescimento das mudas devido à presença de um sistema radicular já estabelecido, fazendo com que a parte aérea da planta se forme mais rapidamente (BARROS; TEIXEIRA; TEIXEIRA, 1997). Contudo, devem ser considerados fatores genéticos, operacionais e ambientais nas fases de desenvolvimento da brotação: (a) a emissão dos brotos se dá em função da espécie, procedência ou clone, enquanto (b) o estabelecimento da brotação está associado às práticas operacionais como: altura do corte, danos devido à colheita, controle de formigas e plantas daninhas, sombreamento, e (c) o crescimento dos

brotos em relação ao regime térmico e hídrico, condições edafo-fisiográficas, fertilizações e irrigação, entre outros (STAPE, 1997).

O consumo de água em florestas plantadas de rápido crescimento tende a ser maior durante seu crescimento inicial (FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013). Na regeneração de florestas de eucalipto após incêndios florestais há uma redução no deflúvio do riacho nos primeiros anos de desenvolvimento da nova floresta, e também há uma tendência do deflúvio retornar a valores anteriores após alguns anos, quando essa floresta atingir a maturidade (KUCZERA, 1987). O crescimento vigoroso de talhões jovens pode causar uma redução significativa do deflúvio em áreas de rebrota devido ao seu rápido desenvolvimento inicial (NEARY, 2016). Espera-se que com aproximadamente 15 anos a floresta de eucalipto possa ter seu deflúvio similar a níveis anteriores ao plantio (SCOTT; PRINSLOO, 2008). Entretanto, o ciclo de corte curto das florestas plantadas praticado no Brasil, menores que 10 anos, provavelmente não permita o retorno à situação anterior ao plantio. Diversos estudos demonstram essa dinâmica do deflúvio no início de desenvolvimento das florestas (FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005; VAN DIJK; KEENAN, 2007; ANDRÉASSIAN, 2012; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013) denominando este fenômeno de “efeito plantação”, acendendo um alerta para o manejo de florestas plantadas de ciclo curto de eucalipto.

De maneira geral, o consumo de água pelo eucalipto está relacionado à disponibilidade hídrica da região (ALMEIDA et al., 2007). Os principais fatores que controlam o consumo de água são a precipitação anual, a evapotranspiração potencial e o tipo de vegetação (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001). Em locais onde a precipitação anual é menor que 500 mm as florestas apresentam evapotranspiração similar a vegetações de menor porte, como as gramíneas, enquanto em locais com altos índices pluviométricos a evapotranspiração tende a ser maior (Figura 1).

Em microbacias hidrográficas onde o deflúvio corresponde a 10% da precipitação anual, o plantio de florestas pode promover a redução da água disponível no riacho à zero, enquanto em microbacias onde o deflúvio corresponde a 30% da precipitação anual, este pode ser reduzido pela metade (FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005). Sendo que, nos trópicos, em regiões com precipitação sazonal a redução do deflúvio tende a ser maior na estação seca, enquanto, em locais com precipitações distribuídas ao longo do ano, essas

mudanças no deflúvio tendem a ocorrer de maneira uniforme (BROWN et al., 2005), neste caso, não causando tanto comprometimento da quantidade de água disponível no riacho.

Figura 1. Curva proposta para descrever a relação entre a evapotranspiração e a precipitação anual para diferentes tipos de vegetação. Fonte: Zhang; Dawes, Walker, 2001.

Apesar de não serem claros os possíveis impactos das mudanças climáticas na distribuição espacial e temporal do recurso hídrico, tem se observado nos últimos 50 anos tendências diferentes de mudanças na precipitação entre as regiões do país (MARENGO, 2008). Atualmente, há evidências do aquecimento global, como por exemplo, o aquecimento da atmosfera e dos oceanos, o degelo, o aumento do nível do mar e o aumento da concentração dos gases de efeito estufa (IPCC, 2013). Apesar da resposta do ciclo hidrológico a essas mudanças não ser uniforme, o que se sabe é que o contraste entre as regiões chuvosas e secas e entre as estações do ano deve aumentar (IPCC, 2013), ou seja, há tendência de se ter secas mais severas, assim como eventos extremos de precipitação.

Os ecossistemas florestais são vulneráveis às mudanças climáticas (BAESSO; RIBEIRO; SILVA, 2010). Em termos de aumento de temperatura, as florestas nativas e as florestas plantadas podem apresentar respostas similares, o que não deve ocorrer em relação às mudanças no regime pluviométrico (VOSE et al., 2012). Em florestas nativas condições de falta de chuvas podem levar a decréscimos das vazões da estação seca, diminuindo a estabilidade do deflúvio ao

longo do ano (STRAUCH et al., 2015). As mudanças climáticas também podem levar a mudanças em sua estrutura e composição, Caldwell et al. (2016) observaram a substituição da predominância de plantas xerófitas por plantas mesófilas, que utilizam mais água, ocasionando a redução do deflúvio das microbacias junto ao aumento da temperatura nas últimas décadas. Enquanto, nas florestas plantadas, práticas silviculturais podem mitigar ou até mesmo agravar os efeitos das mudanças climáticas sobre o deflúvio (FORD et al., 2011). A substituição de espécies folhosas por coníferas pode mitigar os efeitos de anos com altas precipitações, devido a maior interceptação das coníferas (FORD et al., 2011; VOSE et al., 2012), porém pode reduzir o deflúvio em anos mais secos (FORD et al., 2011). Em cenários modelados de aumento de temperatura e redução da precipitação, os efeitos seriam agravados observando-se a redução da produtividade de florestas plantadas de eucalipto (BAESSO; RIBEIRO; SILVA, 2010) e a redução no deflúvio de microbacias (FEIKEMA et al., 2012).

Desse modo, o manejo florestal deve buscar ferramentas que auxiliem na manutenção da disponibilidade hídrica da microbacia hidrográfica. No caso das florestas plantadas de eucalipto, o estabelecimento de paisagens com composições mais heterogêneas, ou seja, com talhões de idades diferentes na microbacia hidrográfica, pode reduzir as variações no nível do lençol freático ao longo do ano (ALMEIDA et al., 2007). O corte parcial de 30% da área de plantio a cada dois anos pode moderar as respostas hidrológicas da microbacia a colheita florestal (ALMEIDA et al., 2016). De modo que a utilização de um manejo em mosaico de espécies e idades poderia auxiliar na estabilização da vazão dos riachos tornando-a menos susceptível ao efeito plantação e mais resilientes as mudanças climáticas.

A composição da microbacia com áreas maiores ocupadas por floresta nativa também pode contribuir para a regulação da água no riacho (FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013). Apesar das florestas nativas também utilizarem água na evapotranspiração (SALEMI et al., 2011), quando presentes na área ripária, promovem uma série de benefícios para os riachos (Figura 2), proporcionando diversos serviços ecossistêmicos para a paisagem (GREGORY et al., 1991; ALLAN, 2004; BRAUMAN et al., 2007; STUDINSKI et al., 2012).

Figura 2. Funções da vegetação ripária de acordo com a sua largura. Fonte: United States Department of Agriculture - USDA, 2003.

Há pouca literatura sobre as florestas plantadas de eucalipto no Brasil, essas florestas se diferenciam devido ao seu rápido crescimento, o que não é observado nos estudos sobre florestas nativas ou plantadas em outras partes do mundo. Alguns estudos já forneceram informações importantes sobre a relação entre essas florestas plantadas e a água em escala de microbacia hidrográfica (CÂMARA; LIMA, 1999; VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999; ALMEIDA; SOARES, 2003; ALMEIDA et al., 2007; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013; SALEMI et al., 2013), porém é necessário expandir o conhecimento para nortear as alternativas de manejo.

Com o intuito de conhecer os efeitos na água resultantes do uso e ocupação do solo ou do manejo do solo, utiliza-se o monitoramento de microbacias experimentais (BOSCH; HEWLETT, 1982; BROWN et al., 2005). Uma premissa básica do uso deste método é a de que as atividades de uso da terra, ou do manejo dos recursos naturais, vão necessariamente causar algum efeito sobre os recursos hídricos. A magnitude destes efeitos, evidentemente, vai variar de local para local, podendo apresentar respostas rápidas, médias e lentas (BROWN et al., 2013), mas o ponto chave é que o método permite avaliar o uso, ou o uso inadequado, do solo por meio do monitoramento de algumas propriedades da água superficial e subsuperficial que emanam das microbacias. Assim, a alteração da quantidade, da qualidade e do regime de vazão das microbacias pode ser vista como um bom indicador dos impactos de médio e longo prazo do manejo de florestas (SWANK; JOHNSON, 1994). Dessa forma, o processo de monitoramento hidrológico em microbacias experimentais, em termos de balanço hídrico e qualidade da água,

constitui procedimento adequado para a avaliação dos efeitos imediatos das atividades ou práticas de manejo das florestas plantadas (LIMA, 1997).

Frente à importância das florestas plantadas de eucalipto para produção de produtos madeireiros e para a economia do país, e a sua relação crítica com a água em tempos de mudanças climáticas acende um sinal de alerta para essa cultura. Estudos sobre a relação entre floresta e água em florestas plantadas de eucalipto, principalmente em sistema de manejo intensivo como a talhadia, se fazem necessários a fim de se estabelecer as melhores práticas de manejo para essa cultura.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em três microbacias experimentais localizadas na Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga (EECFI) da Universidade de São Paulo, no município de Itatinga/SP (Figura 3). A EECFI se encontra à latitude de 23°10' S, longitude de 48°40' W, altitude média de 850 metros e conta com uma área total de 2.118 hectares, sendo 26% da área ocupada por vegetação nativa (transição entre os biomas do Cerrado e da Mata Atlântica - Floresta Estacional Semidecidual), 52% por florestas plantadas comerciais (florestas plantadas clonais de *Eucalyptus*) e 19% por florestas plantadas experimentais de *Eucalyptus spp.*, *Pinus spp.*, *Araucaria angustifolia*, *Mimosa scabrella*, dentre outras espécies arbóreas.

Figura 3. Uso do solo da Estação Experimental de Ciências Florestais de Itatinga/SP (EECFI) e localização das três microbacias experimentais

O clima é classificado como Cwa, segundo a classificação de Koppen, com temperaturas médias anuais de 19,7°C, sendo 9,1°C a temperatura média mínima do mês mais frio, julho, e 28,0°C a temperatura média do mês mais quente, janeiro (CEPAGRI, 2016). A precipitação anual média para o município de Itatinga/SP é de 1.372,7 mm (CEPAGRI, 2016), com predomínio das chuvas entre os meses de outubro a março (Figura 4).

Figura 4. Representação dos dados de precipitação e temperatura média mensal, obtidos da normal climatológica do município de Itatinga/SP pelo CEPAGRI

3.2 Microbacias experimentais

A EECFI possui uma microbacia experimental monitorada desde 1991, a microbacia do ribeirão Tinga (microbacia 1), e a partir de 2013, duas outras microbacias experimentais, a do ribeirão Forquilha (microbacia 2) e a do ribeirão Monjolinho (microbacia 3), começaram a ser monitoradas formando um conjunto composto por três microbacias experimentais (Figura 3).

3.2.1 Delineamento amostral

As microbacias foram analisadas em pares para a avaliação da influência da configuração do uso do solo no regime hidrológico e na qualidade da água. Dessa maneira, para avaliar o efeito da presença de vegetação nativa foram comparadas duas microbacias com plantios convencionais de florestas plantadas de eucalipto, sendo uma microbacia com maior proporção de vegetação nativa (microbacia 2) em

relação a uma microbacia com menor proporção de vegetação nativa (microbacia 3). Para entender o efeito do manejo das florestas plantadas foram comparadas duas microbacias com manejos diferentes, sendo uma com manejo convencional (microbacia 3) e outra com manejo em mosaico (microbacia 1).

3.2.2 Características fisiográficas

O estudo foi realizado com base no pressuposto de que as três microbacias são similares em relação a variáveis fisiográficas, como declividade, área, tipo de solo, regime de precipitação, entre outras. A caracterização física foi iniciada com a vetorização de cinco cartas planialtimétricas do Plano Cartográfico do Estado de São Paulo (Tabela 1), realizadas pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), da Secretaria de Economia e Planejamento do Governo do Estado de São Paulo em 1979, na escala 1:10.000. As cartas foram obtidas no Geoportal DataGEO, compondo parte da Infraestrutura de Dados Espaciais Ambientais do Estado de São Paulo, IDEIA-SP. O mapeamento dessas cartas, realizado no software ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008), resultou nas curvas de nível e na hidrografia da área permitindo a obtenção do modelo digital do terreno.

Tabela 1. Cartas do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC) utilizadas para o mapeamento da EECFI/ SP

Cena	Índice de Nomenclatura
79/73	SF-22-Z-D-II-2-NO-B
79/74	SF-22-Z-D-II-2-NE-A
80/73	SF-22-Z-D-II-2-NO-D
80/74	SF-22-Z-D-II-2-NE-C
81/73	SF-22-Z-D-II-2-NO-F

O limite das microbacias foi determinado com auxílio do software SWAT 2000 (DI LUZIO, 2002) a partir do modelo digital do terreno, e dos pontos geográficos dos exutórios das microbacias, obtidos em campo por meio de um GPS (Garmin, eTrex 30). O limite estabelecido pelo software foi validado, com base nas curvas de nível do IGC e redesenhado manualmente no ArcGIS. A partir da delimitação das microbacias foram obtidas variáveis físicas como: área, altitudes máximas e mínimas e declividade (Tabela 2).

Os pontos geográficos das nascentes também foram obtidos em campo por meio do GPS, determinando a extensão dos corpos d'água das três microbacias, assim como a ordem de drenagem (Tabela 2).

Tabela 2. Variáveis físicas das microbacias experimentais da EECFI/SP

Microbacia	Área (ha)	Declividade Média (%)	Fator de Forma (¹) ---	Ordem da Bacia (Strahler) ---	Extensão do canal (m)	Altitude	
						máxima (m)	mínima (m)
1	83,6	8,5	0,44	1°	560	851	794
2	69,8	7,8	0,46	1°	350	842	790
3	101,2	5,5	0,40	1°	480	841	779

(¹) Fator de Forma = A/L^2 , onde A = área da microbacia (m^2); L = comprimento axial da microbacia (m)

Os solos presentes na EECFI foram descritos por Gonçalves et al. (2012), sendo que as microbacias apresentam: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico com horizonte A moderado e textura média (160 g kg^{-1} de argila e 20 g kg^{-1} de silte) – LVAd; Latossolo Vermelho distrófico típico com horizonte A moderado e textura média (320 g kg^{-1} de argila e 60 g kg^{-1} de silte) – LVd; e Gleissolo – G, conforme a Tabela 3 e a Figura 5A.

Tabela 3. Classes de solos presentes nas microbacias experimentais da EECFI/SP

Microbacia	Classe de solos		
	Latossolo Vermelho-Amarelo	Latossolo Vermelho	Gleissolo
1	42,5%	57,5%	---
2	95,6%	---	4,4%
3	100%	---	---

O mapa geológico utilizado na descrição das microbacias foi disponibilizado pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM), no banco de dados GEOBANK, na escala 1:1.000.000. Como podem ser observadas na Figura 5B as três microbacias estão sobre o mesmo material geológico: Grupo Bauru, Formação Marília, constituído por rocha sedimentar do tipo arenito.

Figura 5. A) Mapa de Solos (Fonte: Gonçalves et al., 2012) e B) Mapa Geológico das microbacias experimentais da EECFI/SP (Fonte: GEOBANK)

3.2.3 Uso do solo e manejo florestal

O mapa de uso e ocupação do solo das 3 microbacias é apresentado com maior detalhamento na Figura 6A. O mapa de uso do solo foi realizado no software ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008), com base na fotografia aérea do ano de 2010 apresentada na Figura 6B. A fotografia foi cedida pelo Governo do Estado de São Paulo, por meio da Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Regional e da Secretaria de Desenvolvimento Metropolitano, Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano S/A (Emplasa) e apresenta escala 1:25.000. As ortofotos, assim como as cartas topográficas, foram acessadas no Geoportal DataGEO.

As três microbacias apresentam 100% de uso do solo florestal, como pode ser observado na Figura 6A, sendo ocupada por vegetação florestal nativa, principalmente próxima aos riachos, compondo as Áreas de Preservação Permanente (APP), florestas plantadas e estradas rurais (Tabela 4). As APP's se caracterizam por faixas de vegetação distribuídas ao longo dos riachos, apresentando no mínimo 30 metros de largura na microbacia 1, 150 metros na microbacia 2, e 80 metros na microbacia 3. Nas três microbacias a vegetação das APP's é caracterizada por possuir um dossel de *Eucalyptus saligna*, com mais de 50 anos, e um sub-bosque em regeneração.

Figura 6. A) Uso do solo e B) Fotografia Aérea ortorretificada do ano de 2010 das microbacias experimentais da EECFI/SP (Fonte: EMPLASA)

Tabela 4. Uso e ocupação do solo nas microbacias experimentais da EECFI/SP

Microbacia	Uso do solo (%)			Densidade de Estradas (m/ha)
	Florestas Plantadas	Floresta Nativa	Estradas rurais	
1	87,0	7,7	5,3	49,5
2	57,2	39,3	3,5	35,2
3	80,2	12,5	7,3	41,7

A microbacia 1 tem sua área de florestas plantadas composta por diversos experimentos florestais formando um mosaico de idades e espécies (Tabela 5). Esta microbacia é monitorada há 26 anos por meio do Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB), um programa do Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais (IPEF), coordenado pelo Laboratório de Hidrologia Florestal - ESALQ/USP, estabelecido em 1987, com o objetivo de avaliar os efeitos hidrológicos do manejo florestal.

A microbacia 1 era composta inicialmente por um povoamento de *Eucalyptus saligna* submetido à colheita florestal em 1997, na sua quinta rebrota, com fustes de aproximadamente 17 anos e raiz de aproximadamente 50 anos (CÂMARA; LIMA, 1999). A partir da colheita, em 1997, iniciaram-se os experimentos com florestas plantadas formando um mosaico na composição desta microbacia. O último experimento implantado na microbacia 1, com o consórcio de *Eucalyptus grandis* e *Acacia mangium*, foi entre dezembro de 2013 e junho de 2014, fazendo com que a microbacia permanecesse com solo exposto em 17% de sua área no início do período do estudo, ou seja, de dezembro de 2013 a junho de 2014 (Figura 7).

Tabela 5. Descrição dos experimentos presentes na microbacia 1 da EECFI/SP

Espécies	Área (%)	Idade
<i>Pinus spp.</i>	5,2	> 20 anos
<i>Eucalyptus spp.</i>	50,0	> 18 anos
Espécies nativas (Ex. <i>Araucaria angustifolia</i>)	2,8	> 14 anos
<i>Eucalyptus spp.</i>	12,1	de 4 a 14 anos
<i>Eucalyptus grandis</i> e <i>Acacia mangium</i>	16,9	< 3 anos

A área de florestas plantadas das microbacias 2 e 3 é composta por clones de *Eucalyptus*, com manejo florestal em ciclo de corte de 7 anos e espaçamento entre plantas de 3 x 2 m, em sistema de talhadia, ou seja, com condução de rebrota. Esse sistema de manejo foi implantado a mais de 25 anos na área, com reforma dos plantios, em média, a cada 14 anos. Esse é o manejo convencional de florestas plantadas de eucalipto adotado por diversas empresas florestais nas indústrias de papel e celulose, e painéis de madeira. O manejo convencional caracteriza-se por grandes extensões de florestas plantadas com mesma idade, onde imediatamente após a colheita inicia-se a condução da rebrota, ou a reforma para implantação de um novo plantio.

As duas microbacias tiveram 100% da sua área de florestas plantadas colhida mecanicamente pela última vez entre janeiro e abril de 2014 (Figura 7). A colheita foi realizada através de harvesters, onde os resíduos como a casca permaneceram no campo. As duas áreas foram mantidas sem operações silviculturais após o corte, não tendo sido realizado nenhum tipo de adubação ou controle de plantas daninhas. Em junho de 2016 iniciou-se a colheita da rebrota na área de florestas plantadas das microbacias 2 e 3 para início da reforma e estabelecimento de uma nova floresta plantada de eucalipto. Sendo que, até 30 de agosto de 2016, ocorreu a colheita de 10% da área da microbacia 2 e 60% da microbacia 3.

Figura 7. Esquema do uso do solo no início dos três anos hídricos do estudo nas microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

3.2.3.1 Produtividade dos clones de *Eucalyptus*

Em março de 2016, foi realizado um inventário das florestas plantadas nas microbacias 2 e 3. Oito parcelas foram distribuídas entre os talhões das microbacias, e foram medidos os diâmetros a altura do peito (DAP) de todos os fustes da rebrota vivos de 90 árvores/parcela, utilizando-se paquímetros, e a altura de pelo menos 30 árvores/parcela, por meio de um hipsômetro (Vertex). Para cada parcela foi estabelecida uma relação hipsométrica e estimada a altura de todos os fustes, permitindo o cálculo do volume de madeira por parcela.

O cálculo do volume baseou-se na fórmula do volume do cilindro multiplicada pelo fator de forma de 0,5 (OLIVEIRA et al., 1999). O volume encontrado foi dividido pela área da parcela e pela idade da rebrota (2 anos) para obtenção do incremento médio anual (IMA). O IMA médio das parcelas foi de $45,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, representando uma produtividade descrita como alta por Gonçalves et al. (2012) ao analisar a produtividade em 34 talhões de *Eucalyptus grandis* na EECFI, as quais variaram de 26 a $52 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

3.3 Dados meteorológicos

O período de estudo foi de setembro de 2013 a agosto de 2016, totalizando três anos hídricos. O estudo em microbacias baseia-se no ano hídrico, intervalo de 12 meses que se inicia no mês de menor deflúvio evitando que a estação chuvosa seja dividida entre dois anos consecutivos (GORDON et al., 2004), além de

minimizar o efeito de diferentes armazenamentos de água no solo no início do ano corrente (BROWN et al., 2013). O ano hídrico para as microbacias experimentais foi baseado no balanço hídrico do município de Itatinga/SP produzido por Sentelhas et al. (2003), iniciando no mês seguinte ao mês com maior déficit de água no solo, que coincide com o mês de menor deflúvio (agosto). Portanto, o ano hídrico para as microbacias de estudo corresponde ao período de 01 de setembro a 31 de agosto, com exceção do ano de 2016 que por se tratar de um ano bissexto teve seu último dia excluído das análises.

A EECFI – ESALQ/USP possui 2 estações meteorológicas automáticas (distantes entre si em 1,2 km) uma localizada no posto meteorológico onde os dados são medidos a 2 metros de altura sobre uma superfície coberta por gramínea, referida neste documento como posto meteorológico, e outra em uma torre a 22 metros de altura sobre uma floresta plantada de eucalipto, referida neste documento como torre.

3.3.1 Precipitação

Os dados pluviométricos para o período de estudo foram obtidos no posto meteorológico, que possui um pluviômetro automático (TR-5251, Texas Electronics), com frequência de registro de 30 minutos. O posto se localiza a uma distância inferior a 3,0 quilômetros das três microbacias (Figura 3). As falhas na série de dados de precipitação foram preenchidas com os dados da torre, localizada a uma distância inferior a 3,2 km das três microbacias. As falhas correspondem ao período de 17 de novembro a 01 de dezembro de 2013 (13 dias), 19 de abril a 12 de maio de 2015 (23 dias), 02 de fevereiro a 24 de março (52 dias) e 21 de abril a 26 de julho de 2016 (97 dias), representando 16,9% da série de dados de precipitação dos três anos hídricos.

3.3.2 Evapotranspiração

A partir dos dados climatológicos do posto meteorológico da EECFI foi calculada a evapotranspiração de referência (ET_0) pela equação de Penman-Monteith parametrizada pela FAO (Equação 1) (ALLEN et al., 1998). As falhas na série de dados climatológicos do posto meteorológico (16,9%) foram preenchidas com os dados da torre, assim como realizado na série de dados de precipitação.

$$ET_0 = \frac{0,408.s.(SR-G) + \gamma \cdot \frac{900}{T+273} \cdot u_2 \cdot DPV}{s + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot u_2)} \quad (1)$$

Em que: ET_0 é a evapotranspiração de referência (mm d^{-1}); s é a tangente a curva de saturação de vapor ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$); SR é o saldo de radiação ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$); G é o fluxo de calor no solo ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$); γ é a constante psicrométrica ($\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$); T é a temperatura média ($^\circ\text{C}$); u_2 é a velocidade do vento medida a 2 metros da superfície do solo (m s^{-1}); DPV é o déficit de pressão de vapor do ar (kPa).

3.4 Monitoramento hidrológico

3.4.1 Monitoramento da vazão

As microbacias são monitoradas por meio de estruturas de calha H, com capacidade máxima de medição de 150 L s^{-1} , em que o cálculo da vazão é realizado a partir dos valores da altura da lâmina de água inseridos na equação 2 (BOS, 1989):

$$\log Q = 0,0238 + (2,5473 \times \log h_a) + (0,2540 \times [\log h_a]^2) \quad (2)$$

Em que: Q é a vazão em $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, e h_a é a altura da lâmina d'água em metros.

A calha H é composta por um canal de aproximação que visa à estabilização da velocidade da água e uma saída com dimensões específicas que permite a determinação da vazão (APÊNDICE 1). Equipamentos para a leitura e armazenamento dos dados da altura da lâmina de água foram instalados em um poço tranquilizador, com diâmetro de 15 cm, conectado a parte final da calha H através de uma série de furos laterais. Próximo à saída de água também há uma régua linimétrica que permite aferir a precisão do equipamento utilizado no monitoramento. Para isso, a altura da lâmina de água na régua foi anotada uma vez por semana e comparada aos valores obtidos com os equipamentos automáticos.

A microbacia 1 serviu de base para o dimensionamento e a instalação das calhas nas microbacias 2 e 3. Por meio da regionalização dos dados da microbacia 1, pelo método baseado na vazão específica, optou-se por manter nas duas microbacias as mesmas medidas da calha da microbacia 1, devido à similaridade

entre as áreas das microbacias. Os riachos foram percorridos da nascente até o exutório para a determinação do local mais adequado para instalação das calhas.

Os dados de altura da lâmina d'água foram medidos em intervalos de 15 minutos por meio de transdutores de pressão da marca HOBO (Data Logger de Nível U20-001-04) nas três microbacias e um quarto transdutor de pressão HOBO foi instalado no posto meteorológico da EECFI para compensação dos dados de pressão atmosférica. Após a compensação dos dados, utilizou-se a equação 2 para transformá-los em vazão. O monitoramento com os transdutores HOBO iniciou em 22 de outubro de 2013.

Em 24 de setembro de 2014 foram instalados nas três microbacias transdutores de pressão da marca OTT, modelo Orpheus mini, com compensação interna, pois esses equipamentos possuem uma vida útil maior em relação aos transdutores de pressão HOBO. O equipamento, Orpheus mini, instalado na microbacia 2 apresentou problema na conservação da bateria e foi substituído por outro do mesmo modelo em abril de 2016. Após analisar a série de dados dos dois transdutores em conjunto as medidas semanais da régua linimétrica da calha, verificou-se que o transdutor HOBO da microbacia 1 subestimava o nível de água em 1,5 centímetros. Desse modo, somou-se 0,15 m a série original de dados de nível do equipamento.

3.4.1.1 Preenchimento de falhas

Devido o início do monitoramento com os transdutores HOBO ter ocorrido em outubro de 2013, houve um período de 51 dias sem dados de vazão no primeiro ano hídrico (de 01 de setembro a 21 de outubro de 2013). Esse período foi preenchido por meio de uma relação entre a precipitação diária e a vazão média diária para cada um dos riachos. As equações foram obtidas com auxílio do software PAST a partir dos dados do período de 22 de outubro a 31 de dezembro de 2013, devido à similaridade pluviométrica, resultando nas equações lineares apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6. Equações das relações entre a precipitação diária e vazão média diária das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: Q = vazão média diária ($L s^{-1}$); P = precipitação total diária (mm)

Microbacia	Equação	R ²	P-valor
1	$Q = (0,132640 \times P) + 5,5382$	0,81	<0,001
2	$Q = (0,083959 \times P) + 1,0729$	0,81	<0,001
3	$Q = (0,169760 \times P) + 1,3675$	0,81	<0,001

Durante o período de monitoramento (1.095 dias) houve falha na série de dados dos transdutores HOBO das três microbacias. Na microbacia 1 a falha foi de 11,6%, no período de 02 de março a 09 de junho de 2016 (100 dias) e 04 a 30 de agosto de 2016 (27 dias), na microbacia 2 de 11,1%, entre 03 de maio e 30 de agosto de 2016 (121 dias) e na microbacia 3 de 3,5%, de 26 de janeiro a 04 de março de 2015 (38 dias). As falhas na série de dados das microbacias foram preenchidas por meio de uma relação entre a série de dados dos transdutores HOBO e a série de dados dos transdutores OTT. Para o preenchimento das falhas, foram estabelecidas relações entre os dados de vazão média diária dos dois equipamentos, no software PAST, com uma série de dados de 450 dias para as microbacias 1 e 3, e de 31 dias para a microbacia 2, devido à troca do equipamento (OTT) em 01 de abril de 2016, resultando nas equações lineares apresentadas na Tabela 7.

Tabela 7. Equações das relações entre as vazões médias diárias dos transdutores de pressão HOBO e OTT das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: Q_{HOBO} = vazão média diária (L s^{-1}) do transdutor de pressão HOBO; Q_{OTT} = vazão média diária (L s^{-1}) do transdutor de pressão OTT

Microbacia	Equação	R^2	P-valor
1	$Q_{\text{HOBO}} = (0,98743 \times Q_{\text{OTT}}) + 0,20702$	0,96	<0,001
2	$Q_{\text{HOBO}} = (0,86310 \times Q_{\text{OTT}}) - 0,60115$	0,97	<0,001
3	$Q_{\text{HOBO}} = (0,93097 \times Q_{\text{OTT}}) + 0,38236$	0,96	<0,001

3.4.2 Monitoramento da qualidade da água

Parâmetros físicos e químicos da água foram monitorados, nas três microbacias, por meio de coletas semanais de água que tiveram início em 04 de novembro de 2013. As amostras de água foram coletadas na saída da calha H utilizando uma garrafa de 1 litro de polietileno de alta densidade. Os parâmetros analisados foram:

- a) Parâmetros químicos: nitrato, fósforo, potássio, cálcio e magnésio.
- b) Parâmetros físicos: sólidos em suspensão, turbidez e cor aparente.

As análises seguiram procedimentos padronizados recomendados (APHA, 2005) (Tabela 8) e foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aplicada do Departamento de Ciências Florestais da ESALQ/USP.

As coletas foram realizadas preferencialmente as segundas-feiras pela manhã. Na microbacia 1 foram coletadas um total de 146 amostras de água, enquanto na microbacia 2 foram 143 amostras, devido falta de água corrente no riacho nos dias de coleta: 22 e 30 de outubro e 03 de novembro de 2014, e na microbacia 3 foram 141 amostras, pela falta de água também nos dias de coleta: 15 de setembro e 24 de novembro de 2014.

Tabela 8. Parâmetros utilizados no monitoramento das microbacias experimentais da EECFI/SP

Parâmetros	Sigla	Unidade	Equipamento
Nitrato	NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	Espectrofotômetro UV-VIS, Hitachi – U2001
Fósforo	P	mg L ⁻¹	Espectrofotômetro
Potássio	K	mg L ⁻¹	Fotômetro de chama, Micronal – B220
Cálcio	Ca	mg L ⁻¹	Espectrofotômetro de absorção atômica, Perkin Elmer
Magnésio	Mg	mg L ⁻¹	Espectrofotômetro de absorção atômica, Perkin Elmer
Sólidos em Suspensão	Sólidos	mg L ⁻¹	Sistema de filtração, Nalgene
Turbidez	Turbidez	FTU	Turbidímetro
Cor aparente	Cor	PtCo	Espectrofotômetro, HACH – DR3900

3.4.3 Dinâmica de turbidez

Na estação chuvosa do ano de 2016 foram instalados sensores ópticos de turbidez, YSI – 6136 Turbidity Probe, em sondas YSI - 600 OMS, nas três microbacia. Esses sensores registraram os valores de turbidez do riacho em intervalos de 15 minutos, simultaneamente aos registros de altura da lâmina d'água, permitindo observar a dinâmica de sólidos em suspensão nas microbacias durante a ascensão e a recessão da hidrógrafa em eventos de precipitação. O monitoramento ocorreu entre 01 de fevereiro e 02 de março e entre 14 de março e 10 de abril de 2016. A partir da série de dados resultante foi possível avaliar a amplitude dos valores de turbidez durante eventos de precipitação.

Foram selecionados visualmente eventos de precipitação nesse período que apresentaram aumento do deflúvio nas três microbacias para entender seu comportamento hidrossedimentológico. Há uma histerese entre a vazão e a turbidez quando a hidrógrafa e o sedimentograma não apresentam sincronismo de fase, ou seja, há um atraso da evolução de um fenômeno físico em relação ao outro (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011), onde o estudo da histerese pode fornecer informações importantes sobre a fonte dos sólidos em suspensão exportados durante eventos de precipitação.

3.5 Cronologia do experimento

A Figura 8 apresenta a linha do tempo com as principais atividades desenvolvidas durante os três anos hídricos do estudo.

Figura 8. Linha do tempo das atividades nas microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

3.6 Análise dos dados

3.6.1 Regime hidrológico

A análise do regime hidrológico das microbacias durante os três anos do estudo foi realizada para verificar o efeito das diferentes composições de uso e ocupação do solo. Para isso foram calculados alguns indicadores como o balanço hídrico anual, o índice de escoamento base (BFI), a curva de permanência anual do deflúvio (FDC) e o flashiness.

3.6.1.1 Balanço hídrico

O balanço hídrico anual, calculado com base no ano hídrico, fornece ferramentas para o estudo do regime hidrológico da microbacia hidrográfica. O balanço hídrico pode ser calculado pela equação 3 (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001):

$$P = ET + D + R + \Delta S \quad (3)$$

Em que: P é a precipitação (mm); ET é a evapotranspiração real (mm); D é o escoamento superficial medido como deflúvio (mm); R é a recarga das águas subterrâneas (mm) e ΔS é a variação no armazenamento de água no solo (mm).

A recarga e a variação de armazenamento da água no solo podem ser consideradas zero, simplificando a equação do balanço hídrico anual (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001) (Equação 4). A equação 4 foi utilizada para o cálculo da estimativa da evapotranspiração real anual nas microbacias.

$$P = ET + D \quad \therefore \quad ET = P - D \quad (4)$$

Em que: P é a precipitação (mm); ET é a evapotranspiração real (mm); D é o deflúvio (mm).

A razão entre deflúvio (Q) e precipitação (P) foi utilizada para avaliar o rendimento hídrico (Q/P) das microbacias (BOGGS et al., 2013). E um gráfico de dupla massa foi utilizado para comparar os deflúvios das microbacias ao longo dos três anos hídricos.

3.6.1.2 Índice de escoamento base

O índice de escoamento base ("*baseflow index*" - BFI) representa a taxa do escoamento base que compõe o deflúvio (LANE et al., 2005). O escoamento base é um importante componente do deflúvio que provêm do armazenamento de águas subterrâneas (SMAKHTIN, 2001). A separação do escoamento base a partir dos dados diários de deflúvio foi realizada com base no método digital de filtragem desenvolvido por Lyne e Hollick (1979) e descrito por Grayson et al. (1996) por meio das equações 5, 6 e 7.

$$q_f(i) = \alpha \cdot q_f(i - 1) + (q(i) - q(i - 1)) \cdot \frac{(1+\alpha)}{2} \quad (5)$$

Em que: $q_f(i)$ é o escoamento direto filtrado para o instante de amostragem i (mm); $q(i)$ é o deflúvio original para o instante de amostragem i (mm); α é o parâmetro de filtragem, cujo valor recomendado para dados diários é de 0,925.

$$q_b = q - q_f \quad (6)$$

Em que: q_b é o escoamento base (mm).

$$BFI = \frac{\sum q_b \cdot 100}{Q} \quad (7)$$

Em que: BFI é o índice de escoamento base anual (%); Q é o deflúvio anual (mm).

A razão entre o escoamento direto (Q_d), obtido por meio da diferença entre o deflúvio anual e o escoamento base anual, e a precipitação (P) foi utilizada para avaliar o coeficiente de escoamento anual (Q_d/P) das microbacias (TUCCI, 2000).

3.6.1.3 Curva de permanência do deflúvio

A curva de permanência do deflúvio ("*flow duration curve*" - FDC) fornece uma análise gráfica e estatística da variabilidade e distribuição do deflúvio, sendo determinada pelo padrão das chuvas, o tamanho da microbacia e suas características fisiográficas (BEST et al., 2003; BROWN et al., 2006). No estudo foram utilizados os valores de deflúvio diário para a obtenção da curva anual. Os valores foram ordenados do maior para o menor, classificados em classes de frequência e plotados com eixo na escala logarítmica (GORDON et al., 2004).

A descrição da curva de permanência pode ser realizada por meio dos percentis dos valores de deflúvio, foram utilizados os percentis: Q50, que representa um valor mediano de deflúvio para a microbacia, Q90 representante das mínimas (GORDON et al., 2004), e Q10 das máximas, sendo esses valores igualados ou excedidos em 50%, 90% e 10% do tempo, respectivamente. Também foram apresentados os percentis Q1, Q5 e Q95, para que o conjunto de percentis fosse comparado estatisticamente entre as microbacias pelo teste estatístico não-paramétrico de Mann-Whitney por meio do software PAST.

A razão entre Q90/Q50 foi utilizada para verificar a estabilidade do deflúvio, onde valores maiores refletem deflúvios mais estáveis e entre Q10/Q90 para verificar a variabilidade do deflúvio (STRAUCH et al., 2015), onde valores maiores refletem deflúvios mais variáveis.

A mesma metodologia foi utilizada para descrever a série de precipitação dos 3 anos hídricos, resultando na curva de permanência da precipitação ("*rainfall duration curve*") e nos percentis P1, P5, P10 e P50, representando os valores de precipitação que foram excedidos em 1%, 5%, 10% e 50% do tempo.

3.6.1.4 Flashiness

O flashiness é um índice que reflete a frequência e a rapidez em que ocorrem pequenas mudanças no deflúvio, principalmente em resposta a eventos de precipitação que geram escoamento direto, onde se pode ter microbacias com

respostas rápidas a lentas (BAKER et al., 2004). Valores maiores do índice flashiness representam microbacias com respostas rápidas, e valores menores representam microbacias com deflúvios mais estáveis. O flashiness foi calculado a partir da equação de Richards-Baker (Equação 8) (BAKER et al., 2004).

$$Flashiness = \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - q_{i-1}|}{\sum_{i=1}^n q_i} \quad (8)$$

Em que: q é a vazão ($m^3 s^{-1}$) ou deflúvio (mm) diário da microbacia hidrográfica.

3.6.2 Qualidade da água

3.6.2.1 Parâmetros físicos e químicos

As análises dos parâmetros físicos e químicos dos riachos estabeleceu a concentração de nutrientes e sólidos em suspensão na água, em $mg L^{-1}$. Devido ao atraso para início das coletas de amostras de água, foram utilizadas as concentrações médias do primeiro ano hídrico para preenchimento da falha referente aos meses de setembro e outubro de 2013. Esses valores foram então utilizados para o cálculo da carga exportada desses nutrientes pelas microbacias. A carga, em $kg ha^{-1}$, foi calculada pela multiplicação de metade do volume acumulado entre a coleta anterior e a subsequente ($L ha^{-1}$), pela concentração dos nutrientes na coleta em questão ($mg L^{-1}$) (HOPMANS; BREN, 2007). Os valores de carga diários foram somados para o cálculo da carga anual desses nutrientes.

As concentrações semanais foram analisadas por meio de testes estatísticos não paramétricos, devido a não normalidade dos dados, no software PAST. A correlação de Spearman foi utilizada para verificar as relações entre as variáveis e posteriormente o teste de Mann-Whitney para avaliar a existência de diferenças nas variáveis entre as microbacias.

3.6.2.2 Dinâmica de turbidez

A análise da dinâmica de turbidez foi realizada em conjunto ao monitoramento hidrológico a fim de entender o comportamento hidrossedimentológico das microbacias. Foram selecionados os valores de turbidez anteriores a eventos de precipitação e durante o pico do sedimentograma para avaliar sua amplitude. Os

valores de turbidez foram comparados entre as microbacias por meio do teste estatístico não-paramétrico de Mann-Whitney por meio do software PAST.

A histerese da turbidez em relação à vazão foi avaliada graficamente e o índice de histerese foi calculado para fornecer indícios da fonte dos sólidos em suspensão exportados. Valores positivos do índice de histerese representam histerese no sentido horário enquanto valores negativos representam histerese no sentido anti-horário. O índice foi calculado pelas equações 9, 10 e 11 (LAWLER et al., 2006, MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011):

$$Q_{cen} = 0,5 \times (Q_{max} - Q_{min}) + Q_{min} \quad (9)$$

Em que: Q_{cen} é o valor central da vazão ($L s^{-1}$); Q_{max} é a vazão máxima de um determinado evento de precipitação ($L s^{-1}$); Q_{min} é a vazão mínima de um determinado evento de precipitação ($L s^{-1}$);

Para valores de $T_{RC} > T_{RD}$ há histerese no sentido horário e se utiliza a equação 10. Para valores de $T_{RC} < T_{RD}$ há histerese no sentido anti-horário e se utiliza a equação 11.

$$IH = (T_{RC}/T_{RD}) - 1 \quad (10)$$

$$IH = (-1/(T_{RC}/T_{RD})) - 1 \quad (11)$$

Em que: IH é o índice de histerese; T_{RC} é o valor de turbidez no ramo crescente para a vazão Q_{cen} (FTU); T_{RD} é o valor de turbidez no ramo decrescente para a vazão Q_{cen} (FTU).

4. RESULTADOS

4.1 Precipitação

A precipitação mensal obtida para a EECFI durante os 3 anos hídricos de estudo, correspondendo ao período de 01 de setembro de 2013 a 30 de agosto de 2016 pode ser observada na Figura 9. A região caracteriza-se por um padrão sazonal de precipitações, com predomínio das chuvas entre os meses de outubro a março (Figura 4). Entretanto, durante o período de estudo observa-se que o primeiro e o terceiro anos hídricos apresentaram padrões atípicos de precipitação. O primeiro ano hídrico apresentou um período chuvoso com precipitações mensais abaixo de 100 mm, enquanto o terceiro ano hídrico apresentou um período seco com precipitação mensal média acima de 100 mm.

Figura 9. Precipitação e temperatura média mensal para o período de setembro de 2013 a agosto de 2016, da estação meteorológica da EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Nos dois anos hídricos anteriores ao início do estudo a precipitação se aproximou da média histórica de 1.372,7 mm (Tabela 9). Entretanto, durante o período do estudo os três anos hídricos apresentaram precipitações anuais diferentes. O segundo ano hídrico foi o que mais se aproximou da precipitação média do município. A precipitação anual do primeiro ano hídrico chegou a um volume 34% menor ao esperado, enquanto o terceiro ano hídrico superou a média em 88%.

Tabela 9. Dados pluviométricos dos três anos hídricos do estudo na EECFI/SP onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Ano hídrico	Período	Precipitação (mm)
--	setembro de 2011 a agosto de 2012	1.538,6
--	setembro de 2012 a agosto de 2013	1.331,1
AH1	setembro de 2013 a agosto de 2014	910,4
AH2	setembro de 2014 a agosto de 2015	1.386,8
AH3	setembro de 2015 a agosto de 2016	2.587,6

A curva de permanência da precipitação (Figura 10) permite verificar as diferenças entre os anos hídricos. O primeiro ano hídrico teve 104 dias com chuva, enquanto o segundo 146 dias e o terceiro 154 dias. A Tabela 10 permite observar que os valores de P1, P5 e P10 foram maiores no terceiro ano hídrico.

Figura 10. Curva de permanência da precipitação para os três anos hídricos do estudo na EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Tabela 10. Índices da curva de permanência da precipitação para os três anos hídricos do estudo na EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico; P1 = Precipitação excedida em 1% do tempo; P5 = Precipitação excedida em 5% do tempo, P10 = Precipitação excedida em 10% do tempo, P50 = Precipitação excedida em 50% do tempo

Ano hídrico	P1	P5	P10	P50
AH1	43,9	16,1	8,2	0,0
AH2	49,1	22,4	10,6	0,0
AH3	75,7	35,7	25,5	0,0

O número de eventos de precipitação dos anos hídricos 2 e 3 são similares, apresentando 231 e 240 eventos, respectivamente (Tabela 11). Os eventos foram separados a partir de um intervalo igual ou superior a 2 horas sem registro de precipitação (GERMER et al., 2006). Dos eventos de precipitação nos 3 anos

hídricos mais de 52% tiveram volumes menores que 3 mm e mais de 67% intensidades menores que 3mm/h. O terceiro ano hídrico apresentou mais chuvas com volumes acima de 10 mm, o que resultou em seu volume total anual maior quando comparado aos outros anos.

Tabela 11. Descrição dos eventos de precipitação durante os três anos hídricos de estudo onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico; P = volume de precipitação; I = intensidade da precipitação

Ano hídrico	Número de eventos	Porcentagem do número de eventos (%)					
		P < 3mm	3 < P < 10	P > 10 mm	I < 3 mm/h	3 < I < 8	I > 8 mm/h
AH1	164	59,8	22,0	18,3	76,8	20,1	3,0
AH2	231	58,9	25,1	16,0	77,1	15,6	7,4
AH3	240	52,9	13,8	33,3	67,9	21,7	10,4

4.2 Evapotranspiração

A evapotranspiração de referência (ET_0) do período de estudo é apresentada na Tabela 12. A evapotranspiração de referência superou a precipitação anual no primeiro ano hídrico, correspondeu à precipitação anual do segundo ano hídrico e foi metade da precipitação anual do terceiro ano hídrico.

Tabela 12. Evapotranspiração de referência para o período de estudo calculada pelo método de Penman-Monteith, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Ano hídrico	Evapotranspiração de referência (mm)	Porcentagem da precipitação correspondente a evapotranspiração de referência
AH1	1429,4	157%
AH2	1372,6	99%
AH3	1293,6	50%

4.3 Balanço hídrico

A série de deflúvio diário pode ser observada na Figura 11 e seus valores anuais são apresentados na Tabela 13. As microbacias 1, 2 e 3 apresentaram deflúvios médios, para os três anos hídricos de 0,6; 0,2 e 0,3 mm dia⁻¹, com máximas de 2,3; 2,2 e 3,2 mm dia⁻¹ e mínimas de 0,2; 0,0 e 0,0 mm dia⁻¹, respectivamente.

Figura 11. Deflúvio e precipitação diários do período de estudo, observados nas microbacias experimentais da EECFI/SP

A série com os dados originais de vazão das três microbacias podem ser observadas no APÊNDICE 2. As vazões médias observadas nas microbacias 1, 2 e 3 foram de 5,3; 1,5 e 3,1 L s⁻¹, com máximas de 22,5; 17,9 e 38,0 L s⁻¹, e mínimas de 1,7; 0,0 e 0,0 L s⁻¹, respectivamente.

A microbacia 1 apresentou deflúvio maior em relação às demais microbacias durante todo o período de estudo. No início do segundo ano hídrico as microbacias apresentaram os menores deflúvios da série, sendo que as microbacias 2 e 3 chegaram há permanecer alguns dias com fluxo zero nas calhas.

O balanço hídrico anual das microbacias permitiu estimar a perda de água por evapotranspiração a partir dos dados de precipitação e deflúvio (Tabela 13). O rendimento hídrico (Q/P) da microbacia 1 permaneceu entre 10% e 20% enquanto das microbacias 2 e 3, a razão entre o deflúvio e a precipitação, permaneceu abaixo de 10%, entre 3% e 7%.

Tabela 13. Balanço hídrico anual das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: P = precipitação anual, Q = deflúvio anual, ET = evapotranspiração real calculada por diferença, Q/P = rendimento hídrico; AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Microbacia	Ano hídrico	P (mm)	Q (mm)	ET (mm)	Q/P
1	AH1	910,4	193,0	717,4	0,21
	AH2	1386,8	156,7	1230,1	0,11
	AH3	2587,6	255,5	2332,1	0,10
	MÉDIA	1628,3	201,7	1426,5	0,14
2	AH1	910,4	40,0	870,4	0,04
	AH2	1386,8	47,2	1339,7	0,03
	AH3	2587,6	115,4	2472,2	0,04
	MÉDIA	1628,3	67,5	1560,7	0,04
3	AH1	910,4	40,4	869,9	0,04
	AH2	1386,8	57,5	1329,3	0,04
	AH3	2587,6	190,1	2397,5	0,07
	MÉDIA	1628,3	96,0	1532,3	0,05

A Figura 12 apresenta o gráfico de dupla massa do deflúvio das microbacias 2 e 3 em relação à microbacia 1. O deflúvio da microbacia 1 é maior que os das microbacias 2 e 3 durante todo o período, acumulando mais de 300 mm de diferença ao final do terceiro ano hídrico. As microbacias 2 e 3 passam a apresentar diferenças no deflúvio apenas no terceiro ano hídrico, ano com maior volume de precipitação.

Figura 12. Gráfico de dupla massa do deflúvio diário acumulado das microbacias 2 e 3 em relação à microbacia 1.

4.4 Índice de escoamento base

A Figura 11 apresenta graficamente o volume do deflúvio diário relativo ao escoamento base para as três microbacias durante o período de estudo.

Por meio do índice de escoamento base observou-se que mais de 76% do volume de água da microbacia 1 foi decorrente do escoamento base, enquanto esse volume não ultrapassou 62% nas microbacias 2 e 3, chegando a um mínimo de 40% na microbacia 2 em seu segundo ano hídrico (Tabela 14). As microbacias apresentaram variações diferentes do índice, sendo menor no terceiro ano hídrico para a microbacia 1, no segundo ano hídrico para a microbacia 2 e no primeiro ano hídrico para a microbacia 3.

Nas três microbacias apenas entre 2% e 3% da precipitação anual foram relativos ao escoamento direto (Q_d/P), e essa porcentagem se manteve entre os anos hídricos (Tabela 14).

Tabela 14. Índice de escoamento base anual das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: P = precipitação, Q = deflúvio, Qb = escoamento base; Qd = escoamento direto, Qd/P = razão entre escoamento direto e precipitação, BFI = índice de escoamento base; AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Microbacia	Ano hídrico	Qb (mm)	Qd (mm)	Qd/P	BFI (%)
1	AH1	164,5	28,5	0,03	85,2
	AH2	124,3	32,5	0,02	79,3
	AH3	195,8	59,7	0,02	76,6
	MÉDIA				80,4
2	AH1	23,3	16,7	0,02	58,2
	AH2	18,6	28,6	0,02	39,4
	AH3	61,7	53,7	0,02	53,5
	MÉDIA				50,4
3	AH1	17,6	22,8	0,02	43,5
	AH2	26,7	30,8	0,02	46,4
	AH3	117,5	72,5	0,03	61,8
	MÉDIA				50,6

4.5 Análise do deflúvio

O deflúvio foi analisado por meio da curva de permanência (Figura 13). As três microbacias apresentaram um padrão achatado da curva, pois apresentaram deflúvio constante na maior parte do tempo.

A microbacia 1 apresentou pouca variação na curva entre os anos hídricos, com deflúvios máximos maiores no terceiro ano hídrico, porém com deflúvios mínimos similares entre os anos. As microbacias 2 e 3 apresentaram deflúvios maiores no terceiro ano hídrico tanto em relação às máximas quanto as mínimas. Essas duas microbacias apresentaram curvas similares entre seus dois primeiros anos hídricos, com declive mais acentuado no final devido a valores relativamente baixos de deflúvio. A microbacia 2 apresentou os menores valores para as mínimas no segundo ano hídrico, que está relacionado à ausência de fluxo no riacho por 19 dias.

Figura 13. Curva de permanência do deflúvio das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

O conjunto dos percentis extraídos da curva de permanência do deflúvio dos três anos hídricos (Tabela 15) foi utilizado para o teste estatístico não-paramétrico de Mann-Whitney, onde os valores de percentis apresentaram diferenças

significativas ($p < 0,05$) entre a microbacia 1 e as microbacias 2 e 3, enquanto as microbacias 2 e 3 não apresentaram diferenças entre si.

Tabela 15. Índices derivados da curva de permanência do deflúvio das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: Q1 = Deflúvio excedido em 1% do tempo; Q5 = Deflúvio excedido em 5% do tempo, Q10 = Deflúvio excedido em 10% do tempo, Q50 = Deflúvio excedido em 50% do tempo, Q90 = Deflúvio excedido em 90% do tempo, Q95 = Deflúvio excedido em 95% do tempo. Q90/Q50 = estabilidade do deflúvio, Q10/Q90 = regularidade do deflúvio, Q10/Q90* = regularidade relativa do deflúvio; AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Microbacia	Ano hídrico	Q1	Q5	Q10	Q50	Q90	Q95	Q90/ Q50	Q90/ Q50*	Q10/ Q90
1	AH1	1,12	0,74	0,66	0,63	0,37	0,34	0,60	1,00	1,76
	AH2	1,06	0,74	0,59	0,55	0,27	0,22	0,50	1,00	2,18
	AH3	1,75	1,24	0,96	0,89	0,39	0,34	0,44	1,00	2,45
	MÉDIA							0,51	1,00	2,1
2	AH1	0,55	0,25	0,19	0,17	0,03	0,03	0,20	0,33	5,76
	AH2	0,99	0,43	0,26	0,21	0,01	0,00	0,05	0,10	25,45
	AH3	1,60	0,75	0,58	0,48	0,12	0,08	0,25	0,57	4,87
	MÉDIA							0,17	0,33	12,0
3	AH1	0,72	0,32	0,23	0,18	0,02	0,01	0,10	0,17	13,03
	AH2	0,89	0,52	0,30	0,26	0,02	0,02	0,09	0,18	13,74
	AH3	2,73	1,10	0,85	0,74	0,18	0,11	0,24	0,55	4,68
	MÉDIA							0,14	0,27	10,5

A razão entre Q90 e Q50 permitiu observar que a microbacia 2 apresentou deflúvios menos estáveis durante o segundo ano hídrico e a microbacia 3 apresentou deflúvios menos estáveis nos dois primeiros anos hídricos. A regularidade relativa de vazão (Q90/Q50*) mostrou que em relação a uma microbacia estável (microbacia 1), a microbacia 2 apresentou maior regularidade, principalmente no primeiro e no terceiro anos hídricos. A razão entre Q10 e Q90 verificou variabilidade do deflúvio, sendo menos variável na microbacia 1 em relação às outras duas microbacias. A microbacia 2 apresentou uma variabilidade alta do deflúvio no segundo ano hídrico comparada ao primeiro e ao terceiro anos hídricos. Enquanto a microbacia 3 apresentou menor variabilidade apenas no terceiro ano hídrico.

4.6 Resposta hidrológica das microbacias

A Tabela 16 apresenta o índice flashiness. A microbacia 1 se apresentou mais estável em relação às microbacias 2 e 3 por possuir valores menores do índice. Enquanto as microbacias 2 e 3 apresentaram valores médios similares, apesar da diferença entre os anos. A microbacia 2 apresentou-se mais estável no primeiro e no terceiro anos hídricos, com flashiness iguais, sendo um pouco mais responsiva no segundo ano hídrico. Enquanto, a microbacia 3 apresentou redução nos valores do flashiness com o passar dos anos. A microbacias 1 e 2 apresentaram menores variações entre os anos estudados, o que pode ser observado pelo desvio padrão dos valores nos três anos hídricos.

Tabela 16. Índice flashiness das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Microbacia	Ano hídrico	Flashiness
1	AH1	0,10
	AH2	0,14
	AH3	0,15
	MÉDIA (Desvio Padrão)	0,13 (0,03)
2	AH1	0,33
	AH2	0,43
	AH3	0,35
	MÉDIA (Desvio Padrão)	0,37 (0,05)
3	AH1	0,50
	AH2	0,41
	AH3	0,28
	MÉDIA (Desvio Padrão)	0,40 (0,11)

4.7 Qualidade da água

A Tabela 17 apresenta as medianas dos parâmetros físicos e químicos analisados neste estudo.

Tabela 17. Mediana dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de água das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Microbacia	Ano hídrico	NO ₃ ⁻	P	K	Ca	Mg	Sólidos	Cor PtCo	Turbidez FTU
		----- mg L ⁻¹ -----							
1	AH1	0,41	0,00	0,10	0,53	0,31	1,67	13,00	2,00
	AH2	0,36	0,01	0,10	0,50	0,32	1,67	24,00	1,74
	AH3	0,50	0,01	0,10	0,51	0,34	2,32	34,50	2,11
2	AH1	0,74	0,01	0,30	5,54	0,71	3,67	45,00	7,00
	AH2	0,59	0,03	0,25	4,20	0,55	5,50	96,00	6,96
	AH3	0,75	0,02	0,20	2,48	0,44	4,67	90,00	9,00
3	AH1	0,62	0,03	0,10	1,30	0,50	6,67	75,00	13,00
	AH2	0,57	0,05	0,15	1,09	0,40	7,17	131,50	13,80
	AH3	0,54	0,03	0,20	0,96	0,41	5,33	94,50	9,88

Após a aplicação do teste não-paramétrico de Spearman observou-se correlação significativa ($p < 0,05$) entre as concentrações de cálcio e magnésio, assim como entre as concentrações de sólidos em suspensão com o fósforo, a cor aparente e a turbidez. Dessa maneira foram comparadas entre os anos hídricos e entre as microbacias apenas as concentrações de nitrato, potássio, cálcio e sólidos em suspensão por meio do teste não-paramétrico de Mann-Whitney onde se considerou diferenças significativas aquelas cujo valor de $p < 0,05$. Os gráficos de percentis referentes a essas variáveis podem ser observados na Figura 14.

Na microbacia 1 não houve diferença estatística entre os três anos hídricos nas concentrações de nitrato e cálcio. Entretanto, os valores de potássio foram significativamente diferentes entre os três anos hídricos, e as concentrações de sólidos em suspensão do primeiro e do segundo ano hídrico foram significativamente menores do que a concentração no terceiro ano hídrico.

O nitrato também não apresentou diferença estatística entre os três anos hídricos na microbacia 2. Nesta microbacia as concentrações de potássio foram significativamente diferentes entre o segundo e o terceiro ano hídrico, as concentrações de cálcio apresentaram diferenças significativas entre os três anos hídricos, e as concentrações de sólidos em suspensão foram significativamente menores no primeiro ano hídrico comparadas aos outros dois.

Figura 14. Box-plot dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de água das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

A microbacia 3 não apresentou diferença significativa entre os valores de concentrações de nitrato entre os três anos hídricos do estudo. As concentrações de potássio foram significativamente diferentes entre o primeiro ano hídrico e os outros dois anos hídricos, as concentrações de cálcio do primeiro e do segundo ano hídrico foram significativamente diferentes do terceiro ano hídrico, e a concentração de sólidos em suspensão foi diferente significativamente apenas entre o segundo e o terceiro ano hídrico.

Ao comparar as concentrações nitrato, potássio, cálcio e sólidos em suspensão entre as microbacias observaram-se diferenças estatísticas entre a maioria das concentrações. As microbacias 1 e 2 diferiram estatisticamente em todas as análises. As concentrações de cálcio foram significativamente diferentes em todas as microbacias nos três anos hídricos.

No primeiro ano hídrico, as concentrações de nitrato não foram significativamente diferentes entre a microbacia 3 e as microbacias 1 e 2. No segundo ano hídrico, não houve diferença significativa entre as microbacias 2 e 3 em relação às concentrações de nitrato, potássio e sólidos em suspensão. Enquanto no terceiro ano hídrico, as concentrações de nitrato e potássio não diferiram significativamente entre as microbacias 1 e 3, e as concentrações de potássio e sólidos em suspensão não diferiram significativamente entre as microbacias 2 e 3.

4.8 Carga de nutrientes e sólidos em suspensão

As cargas anuais dos nutrientes e sólidos em suspensão analisados nas microbacias são apresentadas na Tabela 18. O terceiro ano hídrico apresentou as maiores quantidades de exportação para todos os nutrientes nas três microbacias, em resposta ao aumento do deflúvio nesse período. Os valores da carga para alguns nutrientes foram muito similares entre o primeiro e o segundo ano hídrico, por exemplo: os valores de fósforo e potássio nas microbacias 1 e 2, e os valores de magnésio nas microbacias 2 e 3.

Tabela 18. Carga anual de nutrientes das microbacias experimentais da EECFI/SP, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Microbacia	Ano hídrico	NO ₃ ⁻	P	K	Ca	Mg	Sólidos
		----- kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----					
1	AH1	1,09	0,01	0,21	1,21	0,66	4,43
	AH2	0,70	0,01	0,23	0,84	0,50	3,21
	AH3	1,86	0,03	0,43	1,38	0,83	6,33
	MÉDIA	1,22	0,02	0,29	1,14	0,66	4,66
2	AH1	0,32	0,01	0,10	2,12	0,28	2,30
	AH2	0,33	0,02	0,13	1,64	0,26	4,84
	AH3	1,94	0,03	0,26	2,94	0,50	8,01
	MÉDIA	0,87	0,02	0,16	2,23	0,35	5,05
3	AH1	0,27	0,01	0,05	0,57	0,21	3,75
	AH2	0,43	0,03	0,15	1,12	0,27	7,39
	AH3	1,32	0,06	0,34	2,31	0,74	16,17
	MÉDIA	0,67	0,03	0,18	1,33	0,41	9,10

4.9 Dinâmica de turbidez

O comportamento hidrossedimentológico das três microbacias foi analisado a partir da série de dados de vazão em conjunto a série de dados de turbidez. Para essa avaliação foram selecionados eventos de precipitação que resultaram em aumento da vazão dos riachos, durante os 58 dias em que os sensores de turbidez estiveram nas calhas, entre fevereiro e abril de 2016. Nesse período foram registrados 52 eventos de precipitação, dos quais 15 eventos foram selecionados para análise, por apresentarem volumes maiores que 5 mm. Os eventos com volume de precipitação inferiores a 5 mm não foram utilizados para a análise. O volume de precipitação dos eventos selecionados variou de 8,1 mm a 58,3 mm e a intensidade de 1,7 mm h⁻¹ a 58,3 mm h⁻¹ (Tabela 19).

Tabela 19. Vazão máxima (max.) e mínima (min.) para 15 eventos de precipitação analisados nas microbacias da EECFI/SP

n	Data	Precipitação (mm)		Evento		Vazão (L s ⁻¹)					
		Dia anterior	Evento	Duração (horas)	Intensidade (mm h ⁻¹)	MB 1		MB 2		MB 3	
						max.	min.	max.	min.	max.	min.
1	04/02/16	0,0	11,8	4,5	2,6	10,2	7,3	5,4	2,5	10,8	5,8
2	05/02/16	11,8	35,2	5,0	7,0	19,4	6,1	7,6	2,1	13,2	5,2
3	15/02/16	0,0	28,2	5,5	5,1	14,6	4,8	14,6	1,3	24,9	4,0
4	19-20/02/16	3,8	42,0	6,0	7,0	29,9	5,3	84,5	1,5	25,4	4,4
5	21/02/16	8,6	40,1	11,0	3,6	20,4	5,9	10,3	2,6	18,7	5,1
6	21/02/16	8,6	19,8	5,5	3,6	15,5	7,0	9,9	3,9	23,8	9,1
7	23/02/16	2,5	18,4	12,0	1,5	13,1	6,4	9,3	2,8	16,2	7,3
8	26/02/16	5,3	13,0	1,0	13,0	13,1	6,5	6,2	2,3	13,2	6,5
9	27/02/16	13,0	13,7	8,0	1,7	7,7	6,2	3,9	2,3	8,1	6,3
10	27-28/02/16	13,0	25,4	5,0	5,1	41,4	6,8	19,0	3,0	57,3	7,6
11	28/02/16	15,5	10,8	1,5	7,2	18,1	5,9	4,6	2,4	10,3	7,4
12	22/03/16	0,0	10,2	1,0	10,2	10,8	7,6	7,8	1,4	20,4	5,7
13	23/03/16	11,4	35,2	4,0	8,8	46,6	7,3	31,1	1,6	48,9	5,8
14	24-25/03/16	35,5	8,1	3,5	2,3	10,2	7,8	6,3	2,6	12,5	7,4
15	30/03/16	0,0	58,3	1,0	58,3	130,9	6,8	172,8	1,3	81,2	4,9

Os eventos de precipitação elevaram a turbidez da água do riacho em mais de dez vezes nas três microbacias (Tabela 20).

Tabela 20. Turbidez máxima e mínima para 15 eventos de precipitação analisados nas microbacias da EECFI/SP

n	Data	Turbidez (FTU)					
		microbacia 1		microbacia 2		microbacia 3	
		max.	min.	max.	min.	max.	min.
1	04/02/16	19,9	1,8	24,9	7,6	63,1	9,1
2	05/02/16	50,8	2,1	25,6	7,3	107,9	10,1
3	15/02/16	53,9	2,6	235,5	9,7	207,3	13,4
4	19-20/02/16	162,2	2,9	566,3	15,6	323,4	13,1
5	21/02/16	43,3	2,5	36,3	9,2	69,2	10,6
6	21/02/16	17,7	2,9	24,0	12,8	68,4	12,9
7	23/02/16	19,3	2,6	23,3	8,8	42,6	11,6
8	26/02/16	37,1	2,9	45,1	8,1	86,5	15,8
9	27/02/16	5,1	2,6	14,4	8,0	32,5	13,0
10	27-28/02/16	118,7	2,5	166,0	8,9	486,6	12,9
11	28/02/16	14,8	2,3	27,5	9,1	91,9	13,2
12	22/03/16	44,2	3,1	87,2	5,8	201,6	18,1
13	23/03/16	131,5	3,1	410,3	6,4	394,1	35,9
14	24-25/03/16	7,8	3,0	42,6	7,2	59,9	26,4
15	30/03/16	177,0	3,4	637,4	6,4	921,9	45,5

A mediana da microbacia 1 se manteve em 2,6 FTU antes do início dos eventos de precipitação, enquanto as microbacias 2 e 3 apresentaram medianas de 8,1 FTU e 13,1 FTU (Figura 15A). As medianas dos maiores valores de turbidez obtidos nos eventos de precipitação das microbacias 1 e 2 foram semelhantes, sendo de 43,3 FTU e 42,6 FTU, respectivamente, enquanto a mediana da microbacia 3 foi de 91,9 FTU (Figura 15B). A maior elevação dos valores de turbidez, na microbacia 1, se deve principalmente ao seu baixo valor de turbidez precedente aos eventos de precipitação.

Figura 15. A) Box-plot da turbidez registrada antes do início dos 15 eventos de precipitação analisados e B) Box-plot do maior valor de turbidez registrado durante os 15 eventos de precipitação analisados nas microbacias experimentais da EECFI/SP

Ao comparar os valores de turbidez por meio do teste não-paramétrico de Mann-Whitney verificou-se que as três microbacias se diferenciaram significativamente nos valores anteriores ao evento de precipitação ($p < 0,05$), sendo que a microbacia 1 apresentou os menores valores e a microbacia 3 os maiores valores de turbidez. Enquanto para os valores máximos de turbidez houve diferença significativa apenas entre as microbacia 1 e 3 ($p < 0,05$), sendo os valores de turbidez da microbacia 1 menores que os valores de turbidez da microbacia 3.

A relação entre a vazão máxima e a turbidez máxima para os eventos de precipitação analisados pode ser observada na Figura 16. O evento 15 não foi utilizado na Figura 16, por representar um *outlier*. As microbacias 2 e 3 apresentaram a mesma tendência de aumento de turbidez em relação ao aumento de vazão. A microbacia 1 apresentou os menores aumentos de turbidez para os eventos de precipitação.

Figura 16. Relação entre a vazão máxima e a turbidez máxima dos 15 eventos de precipitação analisados nas microbacias experimentais da EECFI/SP

A partir dos dados dos eventos foi construído o gráfico de histerese para análise qualitativa de sua forma e sentido. A hidrógrafa e o sedimentograma de quatro desses eventos foram utilizados para servir como exemplo de eventos de precipitação com volumes e intensidades crescentes e diferentes (Figura 17), seus respectivos laços de histerese foram apresentados na Figura 18. Observa-se que eventos com menor volume e intensidade promovem pouca mudança na turbidez e vazão do riacho (evento 7), enquanto eventos com volumes e intensidades maiores promovem uma maior dinâmica de turbidez e vazão (evento 15). Na Figura 17 é possível observar que o pico de turbidez antecedeu o pico de vazão na maioria dos eventos e das microbacias, apenas a microbasia 1 apresentou o pico de turbidez após o pico de vazão nos eventos 13 e 15. Dessa forma, na Figura 18 a maioria dos laços de histerese apresentou sentido horário, enquanto os laços de histerese da microbasia 1 nesses 2 eventos apresentaram sentido anti-horário.

Figura 17. Hidrógrafa e sedimentograma para eventos de precipitação nas microbacias da EECFI/SP

Figura 18. Laços de histerese para eventos de precipitação nas microbacias da EECFI/SP

O índice de histerese é apresentado na Tabela 21. Ao analisar os 15 eventos a microbacia 1 apresentou sentido horário em 12 eventos e sentido anti-horário em 3 eventos de precipitação (Figura 18G e 18J). Enquanto as microbacias 2 e 3 apresentaram sentido horário do laço de histerese em todos os eventos de precipitação, ou seja, o pico de turbidez ocorreu primeiro em relação ao pico de vazão.

Tabela 21. Variáveis hidrossedimentológicas e índice de histerese para eventos de precipitação nas microbacias da EECFI/SP

n	Microbacia 1				Microbacia 2				Microbacia 3			
	Qcen	T RC	T RD	IH	Qcen	T RC	T RD	IH	Qcen	T RC	T RD	IH
1	8,7	17,1	2,5	5,96	3,9	18,7	11,4	0,64	8,3	49,8	11,1	3,50
2	12,7	49,7	5,4	8,23	4,8	25,0	13,0	0,93	9,2	54,6	12,5	3,36
3	9,7	39,1	3,7	9,56	7,9	65,9	29,0	1,27	14,4	149,6	17,5	7,53
4	17,6	55,2	8,1	5,79	43,0	125,8	55,6	1,26	14,9	127,3	17,2	6,42
5	13,1	31,0	5,5	4,59	6,5	28,8	16,4	0,75	11,9	50,6	14,4	2,53
6	11,3	9,7	4,2	1,31	6,9	21,0	17,1	0,23	16,5	49,2	18,3	1,70
7	9,7	19,3	4,0	3,86	6,0	20,2	15,5	0,31	11,7	41,2	16,8	1,45
8	9,8	35,9	3,3	9,78	4,3	20,4	12,6	0,62	9,9	57,2	25,8	1,22
9	6,9	5,0	3,0	0,68	3,1	10,9	10,1	0,08	7,2	20,5	14,8	0,39
10	24,1	63,0	14,0	3,49	11,0	65,7	29,5	1,22	32,4	130,1	34,4	2,78
11	12,0	12,6	3,6	2,50	3,5	13,7	10,9	0,26	8,9	28,1	18,3	0,54
12	9,2	3,2	5,9	-0,86	4,6	63,8	30,7	1,08	13,0	150,3	61,1	1,46
13	26,9	3,4	26,8	-6,94	16,4	125,8	52,2	1,41	27,4	224,2	106,6	1,10
14	9,0	5,4	3,6	0,50	4,4	23,6	14,2	0,66	10,0	36,3	29,4	0,23
15	68,9	3,6	142,0	-38,27	87,1	297,4	93,3	2,19	43,1	590,7	107,9	4,47

Em que: n é o número do evento; Qcen é a vazão média calculada para o evento ($L\ s^{-1}$); T RC é a turbidez no ramo crescente da hidrógrafa (FTU); T RD é a turbidez no ramo decrescente da hidrógrafa (FTU); IH é o índice de histerese

5. DISCUSSÃO

5.1 Efeito da composição do uso do solo

As microbacias 2 e 3 apresentam o mesmo sistema de manejo convencional com florestas plantadas de rápido crescimento. Todos os talhões das duas microbacias possuem a mesma idade, conduzidos em rotações de sete anos com clones de *Eucalyptus*. Durante o período de estudo houve a colheita e o crescimento da rebrota do eucalipto, caracterizando um sistema convencional de manejo. As duas microbacias apresentam características fisiográficas semelhantes, conforme apresentado nas Tabelas 2 e 3. A principal diferença entre as microbacias 2 e 3 é a proporção de uso do solo ocupada pelas florestas plantadas de eucalipto e pela vegetação nativa (Tabela 4). A microbacia 2 apresenta 39,3% de sua área ocupada por floresta nativa, enquanto a microbacia 3 apresenta apenas 12,5%. A área de floresta nativa na microbacia 2 é, portanto, três vezes maior que a área na microbacia 3. A microbacia 2 por apresentar maior proporção de floresta nativa, ou seja, maior área sem manejo florestal, teria regime hidrológico e qualidade da água mais estáveis que a microbacia 3?

5.1.1 Regime hidrológico

As microbacias 2 e 3 apresentaram o mesmo deflúvio no primeiro ano hídrico (Tabela 13), ano em que houve a colheita da floresta plantada. No segundo e no terceiro anos hídricos houve aumento do deflúvio em ambas as microbacias (Tabela 9). O aumento do deflúvio nas microbacias 2 e 3 no segundo ano hídrico, correspondente ao ano após a colheita, foi de aproximadamente 18% e 42%, respectivamente, em relação ao deflúvio do primeiro ano hídrico. Desse modo, a microbacia 3 apresentou aumento no deflúvio 24% maior em relação à microbacia 2, o que poderia ser explicado pela maior presença de vegetação florestal na microbacia 2.

O aumento do deflúvio no segundo ano hídrico pode ser consequência da colheita da floresta plantada de eucalipto. Diversos estudos demonstram o aumento do deflúvio no ano seguinte à colheita (BOSCH; HEWLETT, 1982; CÂMARA; LIMA, 1999; MOLINA et al., 2012; BROWN et al., 2013). Esse aumento é resultado da redução da interceptação e da transpiração da floresta na microbacia (BRUIJNZEEL,

2004; CUI; LIU; WEI, 2012). Mudanças na interceptação e na taxa de transpiração afetam os deflúvios máximos, enquanto os deflúvios mínimos são afetados apenas pela mudança na taxa de transpiração (BROWN et al., 2013). O maior aumento do deflúvio na microbacia 3 em relação à microbacia 2, observado na Figura 12, pode estar relacionada à redução de uma área maior de floresta e, portanto, uma redução maior da transpiração. Na microbacia 2 uma área de 39,3% com floresta nativa continuou realizando os processos de interceptação e transpiração, reduzindo o volume de água liberado para o riacho em comparação a microbacia 3, com apenas 12,5% da área ocupada por floresta. As florestas nativas presentes nas faixas ripárias além de utilizar a água disponível para transpiração (SALEMI et al., 2011), apresentam taxas maiores de interceptação em relação ao eucalipto (ALMEIDA; SOARES, 2003; SALEMI et al., 2013).

Durante o período de estudo a precipitação também pode ter influenciado o deflúvio. A precipitação é um dos principais fatores diretamente ligados ao deflúvio (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001). As precipitações do segundo e do terceiro anos hídricos foram 50% e 180%, respectivamente, maiores a precipitação do primeiro ano hídrico. Entretanto, devido à proximidade das microbacias e a ambas estarem sob o mesmo regime climático as diferenças entre os aumentos dos deflúvios podem ser consideradas resultantes das diferenças de cobertura do solo.

As microbacia 2 e 3 apresentaram rendimentos hídricos similares e menores a 10% (Tabela 13). Microbacias com rendimentos hídricos inferiores a 10% são consideradas microbacias com um alto nível de uso de água e baixo potencial de recarga (BARAL et al., 2013). O aumento da área de vegetação ripária em microbacias com florestas plantadas de eucalipto contribuiu para o aumento do rendimento hídrico em microbacias no Chile (LARA et al., 2009; LITTLE et al., 2014). Entretanto, os estudos realizados no Brasil não apresentam a mesma tendência, onde rendimentos hídricos (calculados a partir dos dados apresentados) inferiores a 10% foram encontrados em microbacias com cobertura do uso do solo de 3% (VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999) e 30% de vegetação nativa (ALMEIDA et al., 2007). Do mesmo modo, rendimentos hídricos maiores que 20% foram encontrados em microbacias com menos de 10% (FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013) e com mais de 30% de vegetação nativa (SALEMI et al., 2013).

Diversos fatores poderiam explicar o baixo rendimento hídrico, independentemente da proporção de vegetação nativa nas microbacias do estudo.

Embora as faixas ripárias apresentem vegetação de maior porte (o que representa maior transpiração), é possível que a rebrota presente no restante da microbacia tenha contribuído para o baixo rendimento hídrico em função de seu crescimento inicial sob um sistema radicular desenvolvido (DAVID et al., 1994; CROMBIE, 1997). A produtividade da rebrota, em média, de $45,3 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ dois anos após a colheita, nas microbacias 2 e 3, comprova seu pleno desenvolvimento. Também, pode-se considerar que as microbacias em questão vinham sendo conduzidas sob regime de alta produtividade de eucalipto, com lençol freático em níveis reduzidos, o que pode ser comprovado pelo número de vazões mínimas registradas, tema que será explorado a seguir. Neste caso, é possível que o baixo rendimento se explique pela recarga da água do solo nestas microbacias no período em questão.

Entretanto, a quantidade de água não pode ser observada somente em termos de totais anuais, visto que em regiões com alta sazonalidade como é o caso da área de estudo, a distribuição da vazão ao longo do ano é também aspecto muito importante. Para tal, a análise das curvas de permanência torna-se fundamental.

Os índices Q10 e Q50, obtidos da curva de permanência do deflúvio (FDC), nas duas microbacias foram maiores conforme o aumento da precipitação anual, esta tendência pode indicar que há uma alta relação dos deflúvios máximos e medianos com a precipitação anual (STRAUCH et al., 2015). Entretanto o Q90, representante dos deflúvios mínimos, foi similar e menor no primeiro e no segundo ano hídrico para a microbacia 3, enquanto na microbacia 2 foi menor apenas no segundo ano hídrico.

As diferenças nos deflúvios mínimos (Q90) fizeram com que a curva de permanência do deflúvio da microbacia 2 fosse mais “íngreme” no segundo ano hídrico, enquanto a curva da microbacia 3 fosse mais “íngreme” nos dois primeiros anos hídricos. Curvas mais “íngremes” são consequências de anos mais secos, onde os valores mínimos de deflúvio estão mais presentes que valores medianos (BURT; SWANK, 1992). O efeito da baixa precipitação do primeiro ano hídrico em conjunto a falta de chuvas no segundo mês (outubro) do segundo ano hídrico fez com que a microbacia 2 permanecesse por 19 dias sem deflúvio, e portanto, causando a maior declividade na sua curva de permanência do deflúvio. A microbacia 3 teve uma dinâmica hidrológica semelhante nos dois primeiros anos hídricos, apresentando mais efeitos em consequência da falta de chuvas do que a microbacia 2.

Ao analisar os índices de estabilidade (Q90/Q50) e variabilidade (Q10/Q90) percebe-se que o segundo ano hídrico, da microbacia 2, foi o ano menos estável e com deflúvios diários mais variáveis, enquanto o primeiro e o terceiro anos hídricos apresentaram índices similares. Na microbacia 3 os valores dos índices Q90/Q50 e Q10/Q90 foram similares para os dois primeiros anos hídricos, indicando anos com deflúvios diários menos estáveis e com maiores variações. Reduções das vazões mínimas são esperadas em condições de estiagem, assim como a redução da estabilidade do deflúvio e o aumento de sua variabilidade (STRAUCH et al., 2015).

Estes resultados demonstram que a maior presença de vegetação nativa na área ripária auxiliou na regulação do deflúvio durante a estiagem do primeiro ano hídrico. Entretanto, o consumo de água pela floresta presente na área ripária ocasionou uma redução dos deflúvios mínimos.

A porcentagem do deflúvio correspondente ao escoamento base nos três anos hídricos foi, em média, de 50% nas microbacias 2 e 3. O ano com maior índice de escoamento base na microbacia 2 foi o primeiro ano hídrico, no qual a maior proporção de vegetação nativa pode ter beneficiado a infiltração da água no solo, processo importante para a regulação do deflúvio. A manutenção dos deflúvios mínimos está relacionada ao uso e ocupação do solo, sendo maior em áreas com vegetações estabelecidas (BARAL; GUARIGUATA; KEENAN, 2016). Na microbacia 3 o índice de escoamento base anual acompanhou o aumento da precipitação.

Os índices flashiness demonstraram que as microbacias são semelhantes em relação à resposta a eventos de precipitação. Para bacias hidrográficas com menos de 78 km², índices flashiness menores a 0,45 tendem a representar bacias estáveis (BAKER et al., 2004), portanto, ambas as microbacias podem ser consideradas estáveis apesar da diferença na proporção de área ocupada por floresta nativa e plantada.

As microbacias 2 e 3 apresentaram alguns índices representativos do seu regime hidrológico semelhantes, como o índice de escoamento base e o flashiness. Porém a microbacia 3 apresentou valores maiores de deflúvio, enquanto a microbacia 2 manteve um regime hidrológico mais estável durante a estiagem.

A manutenção da vegetação nativa em diferentes proporções nas áreas ripárias das microbacias com manejo convencional de florestas plantadas de eucalipto apresentou diferenças na prestação de serviços ecossistêmicos, onde se observou um pequeno ganho de regulação, na microbacia com maior cobertura de

floresta nativa, para um ganho maior de rendimento hídrico, na microbacia com menor cobertura de floresta nativa. Desse modo, apesar de tornar a microbacia menos vulnerável a estiagem, a presença de uma maior cobertura florestal nativa na microbacia reduziu o seu rendimento hídrico após a colheita da floresta plantada.

5.1.2 Qualidade da água

As microbacias 2 e 3 apresentaram concentrações de cálcio significativamente diferentes nos três anos hídricos, sendo a concentração da microbacia 2 pelo menos o dobro da concentração na microbacia 3. As concentrações de cálcio reduziram conforme o aumento do deflúvio. A maioria dos íons apresenta um efeito de diluição com o aumento do deflúvio (JARVIE et al., 1997), indicando que a concentração pode estar relacionada a um fator intrínseco da microbacia. O intemperismo de rochas sedimentares é uma fonte importante de íons como o cálcio (JARVIE et al., 1997). A presença de Gleissolo no leito do riacho da microbacia 2 pode estar contribuindo para a maior concentração de cálcio e magnésio na água. O potássio também apresentou diferença na concentração entre as duas microbacias no primeiro ano hídrico e o nitrato no terceiro ano hídrico, sendo as concentrações desses nutrientes maiores na microbacia 2.

A prática de calagem e a adição de nitrato e potássio ao solo por meio da fertilização são práticas comuns em florestas plantadas de eucalipto (GONÇALVES et al., 1998). A fertilização pode alterar a qualidade da água, aumentando a concentração desses nutrientes (BINKLEY; BROWN, 1993; BINKLEY; BURNHAM; ALLEN, 1999; DIAZ-CHAVEZ et al., 2011; BAILLIE; NEARY, 2015). Entretanto, essas práticas silviculturais não ocorreram durante o período de estudo, assim como também não foram realizadas no ano precedente ao estudo. Desse modo, as concentrações apresentadas refletem fatores intrínsecos das microbacias.

A concentração de sólidos em suspensão no primeiro ano hídrico foi maior na microbacia 3 em relação à microbacia 2, não havendo diferença significativa nos anos seguintes. A colheita de uma maior proporção da microbacia durante o primeiro ano hídrico pode ter promovido uma maior concentração de sólidos em suspensão na microbacia 3. A colheita mecanizada causa um sério distúrbio na microbacia e geralmente aumenta o carregamento de sólidos suspensos devido à movimentação das máquinas (BRUIJNZEEL, 2004). A movimentação nas estradas também é intensificada no período de colheita e a contribuição de sólidos das estradas para o

riacho é desproporcionalmente alta em relação a sua área, relativamente pequena (BRUIJNZEEL, 2004).

As diferenças entre as concentrações de nitrato e potássio são anuladas quando se adiciona o deflúvio das microbacias para o cálculo da carga exportada de nutrientes. As microbacias 2 e 3 diferem apenas em relação à quantidade exportada de cálcio, em média de $2,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $1,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente, e de sólidos em suspensão, em média de $5,0 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $9,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente (Tabela 18).

A carga de sólidos em suspensão dobra de valor do primeiro para o segundo ano hídrico o que pode ser um efeito da colheita florestal. Estudos demonstram o aumento da exportação de sólidos em suspensão no ano seguinte à colheita florestal, com valores duas vezes maiores, como os observados neste estudo (CÂMARA; LIMA, 1999; VITAL; LIMA; CAMARGO, 1999). O valor da carga de sólidos em suspensão também dobra do segundo para o terceiro ano hídrico nas duas microbacias, esse valor pode estar relacionado ao aumento do deflúvio, consequente do aumento da precipitação. A influência da precipitação sobre a exportação de sólidos pode ser maior que o efeito da colheita (JAMSHIDI; DRAGOVICH; WEBB, 2013). O transporte de sólidos em suspensão é influenciado, principalmente, pela intensidade da precipitação (CROKE; HAIRSINE, 2006), sendo que o terceiro ano hídrico apresentou mais eventos com maiores intensidades (Tabela 11), favorecendo os processos de transporte.

A quantidade de sólidos em suspensão exportados pela microbacia 3 foi quase o dobro do exportado pela microbacia 2, esse valor pode estar diretamente relacionado com a proporção de área destinada ao cultivo do eucalipto. As perdas de solo devem diminuir com o aumento da idade do eucalipto, pois no início do crescimento, por não recobrir totalmente o solo, as florestas plantadas jovens estão sujeitas às maiores taxas de erosão (OLIVEIRA et al., 2013). Enquanto, uma maior proporção de floresta nativa, como na microbacia 2, além de proteger o solo, pode auxiliar na redução das perdas de solos carregados para o riacho (LITTLE et al., 2014; SWEENEY; NEWBOLD, 2014). A área de vegetação nativa aumenta a rugosidade do terreno, reduzindo a velocidade do escoamento superficial e induzindo a deposição no solo de sólidos carregados (CROKE; HAIRSINE, 2006). Faixas maiores de vegetação ripária reduzem os efeitos das operações florestais na

qualidade da água (VAN DIJK; KEENAN, 2007; LARA et al., 2009; LITTLE et al., 2014; FRASER; JACKSON; RADCLIFFE, 2012; BAILLIE; NEARY, 2015).

Embora a maior área ocupada por floresta ripária tenha representado um aumento no deflúvio menor após a colheita, devido ao consumo de água por essa floresta. Essa maior área sem manejo promove ganhos na qualidade da água, havendo um *trade-off* entre os serviços que essa vegetação pode oferecer quando presente em áreas com manejo convencional de florestas plantadas de eucalipto.

Os valores de sólidos em suspensão esperados para microbacias sobre rochas sedimentares com florestas não perturbadas estão entre 0,1 e 5 t ha⁻¹ ano⁻¹ (BRUIJNZEEL, 2004). Nestas florestas ocorrem processos naturais de erosão, denominada erosão geológica, que envolve o arranque e transporte de partículas ou materiais (CARVALHO, 2008). Sendo que na parte alta da bacia hidrográfica, ou seja, nas microbacias de primeira e segunda ordem de drenagem, há maior erosão e transporte de sedimento (CARVALHO, 2008).

O carregamento de sólidos em suspensão pelo riacho varia muito no tempo, e aumenta durante eventos extremos de precipitação, fazendo com que amostragens ocasionais sejam seriamente subestimadas (BRUIJNZEEL, 2004). As melhores estimativas de produção de sedimento resultam de uma frequência maior de amostragem, onde há maior probabilidade de coleta em eventos de precipitação, responsáveis pela maior parte da produção de sedimentos (MINELLA; MERTEN, 2011). A coleta semanal realizada durante o período de estudo para estimativa da carga de sólidos em suspensão, provavelmente, subestimou os valores reais, por não ser realizada durante eventos de precipitação. No entanto, a amostragem conseguiu demonstrar que a exportação de sólidos em suspensão foi maior na microbacia 3, provavelmente devido sua maior área destinada ao manejo florestal. Apesar de subestimadas, as cargas de sólidos em suspensão ainda estariam dentro do limite de 1,0 t ha⁻¹ ano⁻¹, mesmo se multiplicarmos os valores encontrados cem vezes. Rodrigues et al. (2014), após um monitoramento contínuo de turbidez, apresentou valores de carga para duas microbacias com eucalipto, no Brasil, variando de 385 a 416 kg ha⁻¹ ano⁻¹, demonstrando que a carga nessas microbacias tende a ser menor aos limites toleráveis.

O monitoramento da dinâmica da turbidez comprovou que os valores aumentam significativamente durante os eventos de precipitação (Figura 15). A microbacia 2 apresentou valores significativamente menores de turbidez precedente

aos eventos de precipitação em relação à microbacia 3, representando os valores de turbidez do escoamento base. Esses valores comprovam a diferença entre as cargas de sólido em suspensão encontrada para as microbacias. Entretanto, os valores máximos de turbidez registrados nas duas microbacias, durante o escoamento direto, foram similares e, em média, dez vezes maiores que os valores de turbidez do escoamento base.

As microbacias 2 e 3 apresentaram a mesma tendência de aumento de turbidez com o aumento da vazão do riacho (Figura 16), assim como índice de histerese positivo para os 15 eventos de precipitação analisados, ou seja, com laços de histerese no sentido horário. O índice de histerese da microbacia 2 foi menor do que o da microbacia 3, em média de 0,86 e 2,58, respectivamente. Valores mais altos do índice representam laços maiores de histerese (LAWER et al., 2006). O sentido do laço de histerese fornece indícios do comportamento hidrossedimentológico da microbacia, no caso do sentido horário do laço de histerese apresentado pelas duas microbacias, mesmo durante uma série de eventos sequenciais, sugere que há suprimento ilimitado de partículas finas para serem mobilizadas e transportadas durante eventos de precipitação (LLOYD et al., 2015). O pico de sedimento precedente ao pico de vazão também pode ocorrer devido à remobilização dos depósitos de sedimentos finos no canal de drenagem em conjunto a liberação rápida de sedimentos das margens (SMITH; DRAGOVICH, 2009). Um estudo em microbacias com eucalipto apresentou o mesmo padrão de hidrossedimentológico com o pico do sedimentograma precedente ao pico da hidrógrafa (RODRIGUES et al., 2014).

O comportamento hidrossedimentológico das microbacia 2 e 3 foi semelhante, se diferenciando apenas em relação à turbidez precedente aos eventos de precipitação, que representa a turbidez que ocorre na maior parte do tempo, demonstrando os prováveis benefícios de se manter uma faixa com largura maior de floresta nativa em torno dos riachos.

As diferentes proporções de vegetação nativa e de florestas plantadas resultaram em algumas diferenças na qualidade da água das microbacias 2 e 3. Ambas as microbacias apresentaram diferenças nas concentrações de nutrientes entre os anos hídricos. Entretanto, os valores obtidos de concentrações e cargas de nutrientes foram baixos e, provavelmente, intrínsecos aos riachos. As microbacias apresentaram indícios de diferenças em relação à exportação de sólidos em

suspensão, a qual, mesmo dentro de um limite de erosão geológica esperada, foi maior na microbacia com maior área ocupada por florestas plantadas.

5.2 Manejo convencional e manejo em mosaico

A microbacia 1, por estar localizada na área experimental da EECFI, apresenta diversos talhões de florestas plantadas com idades e espécies variadas, portanto, pode ser considerada com um manejo em mosaico. Enquanto, a microbacia 3 apresenta manejo convencional, com talhões homogêneos, rotações curtas e sistema de talhadia, sendo exemplo do manejo geralmente adotado em florestas plantadas comerciais de eucalipto para a produção de celulose. As microbacias 1 e 3 apresentam cerca de 10% de suas áreas ocupadas por floresta nativa e mais de 80% de suas áreas ocupadas por florestas plantadas diferenciadas pelo manejo. O tipo de manejo poderia afetar o regime hidrológico e a qualidade da água da microbacia, onde o manejo em mosaico, por apresentar uma composição mais heterogênea da paisagem, resultaria em condições mais estáveis do riacho?

5.2.1 Regime hidrológico

A microbacia 1 apresentou um deflúvio anual maior em relação ao deflúvio da microbacia 3 durante todo o período de estudo. O deflúvio dos três anos hídricos da microbacia 1 é, em média, duas vezes maior que o deflúvio da microbacia 3. A microbacia 1, diferentemente da microbacia 3, apresentou redução do seu deflúvio no segundo ano hídrico. Enquanto, a microbacia 3 passou pela colheita de 80% de sua área no primeiro ano hídrico, a microbacia 1 passou pela colheita de 17% de sua área, no mesmo ano. Estudos indicam que a retirada ou o plantio de florestas em menos de 20% da área total da microbacia não são perceptíveis no deflúvio (BOSCH; HEWLETT, 1982; STEDNICK, 1996; BROWN et al., 2005; ALMEIDA et al., 2016). Portanto, a redução do deflúvio no segundo ano hídrico na microbacia 1 não deve estar relacionada à mudança na evapotranspiração, pois a cobertura florestal da microbacia 1 foi pouco alterada.

O balanço hídrico apresentado na Tabela 13 considera a variação no armazenamento de água no solo e a recarga nulos para o período equivalente há um ano hídrico. Espera-se, em termos anuais, que a variabilidade climática e os impactos no armazenamento de água sejam efetivamente removidos (BROWN et al.,

2013). Deste modo, o balanço hídrico resultou em uma diferença de mais de 3 vezes nos valores estimados de evapotranspiração real entre o primeiro e o terceiro ano hídrico. Apesar da evapotranspiração de florestas serem maiores em regiões com maiores precipitações (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001), a partir de determinado aumento de precipitação a evapotranspiração tende a se estabilizar, atingindo valores próximos a 1.600mm (Figura 1). Entretanto, o valor de evapotranspiração real do terceiro ano hídrico foi 45% maior que 1.600mm. Os valores calculados de evapotranspiração de referência (ET_0) a partir dos dados climatológicos permaneceram em torno de 1.365 mm durante os três anos hídricos (Tabela 12). Espera-se que a evapotranspiração real de florestas plantadas permaneça próximo a ET_0 , por apresentarem coeficientes da cultura (K_c) do eucalipto entre 0,70 e 0,82, conforme a fase de crescimento (ALVES et al., 2013), ou seja, a evapotranspiração deveria permanecer em torno de 70% a 82% da ET_0 . A evapotranspiração real (ET) obtida por meio do balanço hídrico se aproximou do valor da ET_0 apenas no segundo ano hídrico, demonstrando que a estimativa por essa metodologia pode estar subestimando, a ET do primeiro ano hídrico, e superestimando, a ET do terceiro ano hídrico. Portanto, devem-se rever os processos que compõem o balanço hídrico.

A precipitação foi maior no segundo ano hídrico, contrapondo a redução do deflúvio da microbacia 1, que poderia estar relacionada a uma variação no armazenamento de água no solo entre os anos hídricos. As florestas plantadas de eucalipto utilizam água do lençol freático para suprir sua demanda (ENGEL et al., 2005). Em solos com profundidades maiores a 8 metros o uso da água de florestas plantadas, como o eucalipto, pode ser maior ao total precipitado, pois essas florestas plantadas são capazes de extrair a água de reservas profundas (CALDER et al., 1997; BRUIJNZEEL, 2004). Um estudo realizado recentemente no município de Itatinga em florestas plantadas de eucalipto sobre latossolos demonstrou que as raízes finas do eucalipto atingiram uma profundidade de aproximadamente 10 metros após dois anos de crescimento (CHRISTINA et al., 2016) atingindo facilmente as reservas de água. Após quatro anos de medições Christina et al. (2016) verificaram que a evapotranspiração anual do eucalipto foi maior que a precipitação anual em dois anos consecutivos, atingindo valores de 1.600mm, o que comprova a utilização da água armazenada no solo. Portanto, entende-se que o baixo volume da evapotranspiração real calculado para o primeiro ano hídrico pelo

balanço hídrico foi compensado pela extração de água de camadas mais profundas do solo devido ao baixo volume de precipitação deste ano, como já observado por Calder et al. (1997) em experimentos com eucalipto. Desse modo, a microbacia 1 conseguiu manter o seu deflúvio no primeiro ano hídrico, porém como consequência teve o seu deflúvio reduzido no segundo ano hídrico.

Em anos com precipitações acima da média a água é acumulada nas reservas profundas do solo se tornando disponível para as florestas plantadas (BRUIJNZEEL, 2004), o que deve ter ocorrido apenas no terceiro ano hídrico. Assim, a evapotranspiração real do terceiro ano hídrico obtida para a microbacia 1 por meio do balanço hídrico não foi utilizada exclusivamente pela vegetação, mas também para recarregar as camadas mais profundas do solo.

A variação do armazenamento de água no solo entre os três anos hídricos descrito para a microbacia 1 também pode ter ocorrido na microbacia 3, devido à similaridade entre os valores de evapotranspiração real (ET) calculados pelo balanço hídrico, principalmente em relação ao terceiro ano hídrico. A alta produtividade apresentada pela rebrota do eucalipto na microbacia 3, em média de $45 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, fornece indícios de que a floresta plantada não teve sua produtividade reduzida pela estiagem. Considerando que a produtividade está diretamente relacionada à disponibilidade de água (STAPE; BINKLEY; RYAN, 2004; SANTANA et al., 2008; STAPE et al., 2010) a rebrota pode ter utilizado a água que estava armazenada no solo. Dessa forma, enfatiza-se a importância dos estudos que realizam o monitoramento do lençol freático em florestas plantadas de eucalipto como os realizados por Almeida et al. (2007), Rodríguez-Suárez et al. (2011) e Christina et al. (2016).

A colheita do eucalipto em 80% da área da microbacia 3 em um ano atípico, com precipitações abaixo da média, auxiliou na manutenção do deflúvio, apesar do riacho apresentar dias sem fluxo de água. Com as mudanças climáticas espera-se um aumento no número de rios intermitentes (ACUÑA et al., 2014) em regiões com tendências a estiagens (LARNED e tal., 2010). A redução da evapotranspiração da microbacia 3 permitiu um aumento no deflúvio no ano seguinte ao corte, enquanto a tendência apresentada pela microbacia 1, que manteve a vegetação, foi de redução do deflúvio. Estes resultados demonstram que, em situações atípicas de estiagem, a colheita das florestas plantadas pode ser uma alternativa de manejo para manutenção da disponibilidade de água na escala de microbacias hidrográficas.

A microbacia 1 apresentou aumento do deflúvio no primeiro ano subsequente à colheita florestal realizada em 1997 (CÂMARA; LIMA, 1999) e gradativa diminuição do deflúvio ao longo dos primeiros anos de crescimento da nova floresta plantada. Após a colheita iniciou-se a implantação de experimentos na área, passando a microbacia de um manejo convencional para um manejo em mosaico. A Tabela 22 apresenta o histórico de monitoramento da microbacia 1.

O rendimento hídrico da microbacia 1 do povoamento de *Eucalyptus saligna* submetido ao corte-raso em 1997 era em média de 25%. Esta floresta plantada poderia estar atingindo um equilíbrio, com deflúvios anuais em torno de 390 mm. Após uma mudança permanente na cobertura florestal pode-se levar de 8 a 25 anos para a microbacia atingir um novo equilíbrio (BROWN et al., 2013). Nos últimos anos (2009 a 2013) após a implantação do manejo em mosaico o rendimento hídrico tem permanecido entre 10% e 20%, com deflúvio em torno de 200 mm, podendo ter atingido um novo equilíbrio. Apesar da falta de chuvas ter promovido uma redução no deflúvio no segundo ano hídrico do estudo, a microbacia se recuperou no terceiro ano hídrico.

Tabela 22. Histórico de monitoramento da microbacia 1 da EECFI, onde: AH1 = primeiro ano hídrico; AH2 = segundo ano hídrico; AH3 = terceiro ano hídrico

Ano hídrico	Idade do plantio (anos)	P (mm)	Q (mm)	Q/P	Fonte
1991/1992	12	1482	249	0,17	FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013 ⁽¹⁾
1992/1993	13	1960	484	0,25	
1993/1994	14	1528	530	0,35	
1994/1995	15	1402	345	0,25	
1995/1996	16	1493	374	0,25	
1996/1997	17	1571	351	0,22	
1997/1998	0	1967	759	0,39	
1998/1999	1	1333	518	0,39	
1999/2000	2	1141	313	0,27	
2000/2001	3	1392	319	0,23	
2001/2002	4	1318	233	0,18	PROMAB ⁽²⁾
2002/2003	5	1243	192	0,15	
2009/2010	Mosaico	1839	189	0,10	
2010/2011	Mosaico	1089	193	0,18	
2011/2012	Mosaico	1477	187	0,13	AH1
2012/2013	Mosaico	1669	241	0,14	
2013/2014	Mosaico	910	193	0,21	
2014/2015	Mosaico	1387	157	0,11	AH2
2015/2016	Mosaico	2588	255	0,10	AH3

⁽¹⁾ Os valores do deflúvio (Q) e do rendimento hídrico (Q/P) foram recalculados devido à diferença entre as áreas da microbacia 1, sendo considerada de 68,24 ha em FERRAZ, LIMA e RODRIGUES (2013) e de 83,6 ha neste estudo

⁽²⁾ Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (dados não publicados)

Na microbacia 3 o rendimento hídrico foi menor que 10% nos três anos do estudo, o que demonstra um alto nível de uso de água (BARAL et al., 2013). Assim como a microbacia 1, que teve aumento do deflúvio após o corte em 1997, a microbacia 3 também apresentou aumento do deflúvio após o corte da floresta plantada de eucalipto. Por apresentar uma dinâmica de mudança de cobertura do solo em ciclo curto, provavelmente a microbacia 3 não alcance um equilíbrio para o seu regime hidrológico. Entretanto, o monitoramento em longo prazo pode estabelecer padrões de mudanças esperadas em ciclos de sete anos para microbacias com manejo convencional de florestas plantadas de eucalipto.

A curva de permanência do deflúvio foi muito similar entre os três anos hídricos na microbacia 1, sendo pouco afetada pelas diferenças na precipitação anual. As três curvas da microbacia 1 são “planas”, o que demonstra uma resposta uniforme do deflúvio (BURT; SWANK, 1992). Por outro lado, as curvas de

permanência da microbacia 3 são “íngremes” e mais responsivas as variações da precipitação, principalmente no primeiro e no segundo anos hídricos. Portanto, a microbacia 1 apresenta-se com uma maior regulação do seu regime hidrológico em relação à microbacia 3.

Os índices Q90/Q50 e Q10/Q90 confirmam a estabilidade do deflúvio e sua baixa variabilidade na microbacia 1. Ao comparar os valores dos índices entre as duas microbacias, a microbacia 3 apresenta valores pelo menos duas vezes diferentes aos da microbacia 1, sendo uma microbacia com deflúvios menos estáveis e mais variáveis.

Ao separar a fração do deflúvio correspondente aos escoamentos direto e base, observa-se que nas duas microbacias o escoamento direto corresponde a menos de 3% da precipitação anual nos três anos hídricos. Almeida et al. (2007) encontraram o mesmo valor em uma microbacia com plantio convencional de eucalipto e associaram esse valor a uma topografia relativamente plana e a uma alta infiltração. As microbacias 1 e 3 apresentam topografia suavemente ondulada, com declividades inferiores a 10%, o que pode favorecer a infiltração. A manutenção do coeficiente de escoamento mesmo após a colheita de 80% da área da microbacia 3, demonstra que a capacidade de infiltração do solo não foi prejudicada pela colheita florestal (BRUIJNZEEL, 1990; DAVID et al., 1994). Desse modo, pode-se dizer que as propriedades do solo foram mantidas em ambos os manejos florestais ao longo do período de estudo.

O índice de escoamento base é maior na microbacia 1, sendo em média de 80%, enquanto na microbacia 3 foi em média de 50%. O índice de escoamento base descreve o efeito da geologia das microbacias (SMAKHTIN, 2001). Apesar de apresentarem a mesma geologia (Figura 5b) os solos das duas microbacias se diferenciam. O mapa geológico apresentado está em uma escala pequena, ou seja, pouco detalhado para ser utilizado em nível de microbacia, entretanto, fornece indícios da possibilidade da Formação Serra Geral compor parte da geologia da microbacia 1, pela presença de Latossolo Vermelho. A microbacia 1 é composta por Latossolo Vermelho, com textura média (32% de argila) em 60% de sua área, e 40% de sua área por Latossolo Vermelho-Amarelo, com textura média (16% de argila), mesmo solo que compõe 100% da microbacia 3. A capacidade de retenção de água no solo é controlada pela textura do solo, sendo maior em solos com maior presença de partículas finas (GEROY et al., 2011), ou seja, em solos com maiores teores de

argila a capacidade de retenção de água é maior do que em solos mais arenosos (RANZANI, 1971). Portanto, as diferenças no índice de escoamento base podem estar mais relacionadas à textura do solo do que ao manejo das microbacias.

O índice flashiness foi diferente entre as microbacia 1 e 3, sendo relativamente menor na microbacia 1. Desse modo, a microbacia 1 apresenta deflúvios mais estáveis do que a microbacia 3. Entretanto, segundo a distribuição do índice flashiness apresentada por Baker et al. (2004), as duas microbacias podem ser consideradas estáveis por apresentarem índices menores a 0,45.

O estudo apresentou diferenças entre o regime hidrológico de uma microbacia com manejo em mosaico (microbacia 1) e de uma microbacia com manejo convencional (microbacia 3). A microbacia 1 permaneceu estável ao longo dos três anos hídricos, mesmo esses anos apresentando extremos climáticos em relação à precipitação. Enquanto a microbacia 3 se demonstrou vulnerável às variações climáticas, principalmente em relação à redução de precipitação. Portanto, o manejo em mosaico na escala de microbacia favoreceu a regulação do regime hidrológico, o que não ocorreu no manejo convencional de florestas plantadas com espécies de rápido crescimento.

O manejo das microbacias exerce influência sobre a provisão de água (BROWN et al., 2005). Microbacias com a mesma proporção de uso do solo destinadas as florestas plantadas e diferentes manejos florestais apresentaram diferenças no regime hidrológico. No manejo em mosaico houve uma sinergia de serviços ecossistêmicos com ganhos tanto na regulação quanto na provisão de água.

5.2.2 Qualidade da água

As concentrações de nutrientes na microbacia 1 foram iguais ou menores às concentrações na microbacia 3 durante os três anos hídricos (Tabela 17). A concentração de nitrato no primeiro e no terceiro ano hídrico foi semelhante entre as microbacias 1 e 3, assim como a concentração de potássio no terceiro ano hídrico. As concentrações de nitrato e potássio são menores aos limites estabelecidos para águas naturais (CONAMA, 2005; CETESB, 2009). A legislação não estabelece limites para a concentração de cálcio, o que indica que a presença deste elemento na água não compromete o abastecimento para consumo humano. De qualquer

forma, as concentrações de cálcio em ambas as microbacias, apesar de diferentes, foram baixas.

Em relação às concentrações de sólidos em suspensão, as concentrações da microbacia 1 foram pelo menos duas vezes menores que as concentrações da microbacia 3. As concentrações de sólidos em suspensão podem estar diretamente relacionadas à realização da colheita florestal na microbacia 3. Após a colheita da microbacia 1, em 1997, também foi observado aumento dos sólidos em suspensão (CÂMARA; LIMA; VIEIRA, 2000).

A carga de sólidos em suspensão da microbacia 1 foi em média de $4,7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto a carga da microbacia 3 foi quase o dobro, em média de $9,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Apesar de apresentar o dobro do deflúvio, a microbacia 1 apresentou metade da carga de sólidos em suspensão, podendo ser considerada uma microbacia com solo mais protegido e com condições que favorecem a infiltração, se tornando menos susceptível a erosão.

Ao analisar o comportamento hidrossedimentológico das microbacias 1 e 3 por meio da dinâmica de turbidez, observou-se que a microbacia 1 apresentou valores significativamente menores de turbidez antes e durante os eventos de precipitação, ou seja, tanto no escoamento base quanto no escoamento direto. Do mesmo modo, a microbacia 1 apresentou uma tendência menor de aumento de turbidez durante os eventos de precipitação.

A turbidez está relacionada aos sólidos em suspensão carregados pelo riacho, ou seja, as partículas orgânicas e a fração fina do solo ($< 63\mu\text{m}$, argila e silte) (MINELLA et al., 2008). Por apresentar um solo com maior teor de argila, esperava-se encontrar valores de turbidez maiores na microbacia 1, entretanto, os valores foram significativamente menores nesta microbacia. A microbacia 3, por sua vez, além de apresentar valores maiores de turbidez, em decorrência de um solo mais arenoso, também apresentou uma maior exportação de areia. A areia, por se tratar de uma partícula mais grossa, é exportada por arraste no leito do riacho (CARVALHO, 2008), não sendo, provavelmente, contabilizada nas análises de carga de sólidos em suspensão e de turbidez realizadas neste estudo, entretanto foi perceptível visualmente durante as idas a campo.

O índice de histerese apresentou valores positivos, ou seja, laço de histerese no sentido horário, para todos os eventos analisados da microbacia 3 e para a maioria dos eventos da microbacia 1, sendo que apenas três eventos apresentaram

valores negativos para a microbacia 1, representando histerese em sentido anti-horário. O sentido horário do laço de histerese representa que o pico de turbidez no riacho foi precedente ao pico de vazão, neste caso, os sedimentos são mobilizados, transportados e depositados rapidamente, e a principal fonte de sedimento é a própria calha fluvial (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011). Enquanto o sentido anti-horário, com o pico de turbidez posterior ao pico de vazão, caracteriza-se por fontes mais distantes de sedimentos, onde os sedimentos são mobilizados e transportados para o canal fluvial pelo escoamento superficial (MINELLA; MERTEN; MAGNAGO, 2011).

O manejo em mosaico e o manejo convencional apresentaram valores de concentrações e cargas de nutrientes relativamente baixos, porém, foram significativamente diferentes quanto à exportação de sólidos em suspensão e à dinâmica de turbidez. O manejo em mosaico reduziu a ocorrência de processos erosivos na microbacia resultando em uma qualidade da água maior em relação ao manejo convencional. Entretanto, é importante ressaltar que as florestas plantadas apresentaram grande potencial em fornecer água com boa qualidade independente do manejo florestal adotado..

O manejo em mosaico praticado na microbacia 1, por se tratar de uma área experimental, apresenta diferentes espécies florestais e idades, de modo que, poderia ser replicado em pequenas propriedades rurais, onde 50% da área seja dedicada à exploração de madeira com ciclo longo, 30% da área com florestas plantadas de ciclo curto e 20% da área destinada à conservação.

5.3 Implicações para o manejo florestal

O manejo de florestas plantadas é uma ferramenta que pode ser utilizada, não apenas para ganhos econômicos, mas também para ganhos ambientais. O manejo florestal quando planejado levando em consideração as condições naturais das microbacias hidrográficas pode beneficiar o provimento de serviços hidrológicos. A maior heterogeneidade da composição da paisagem na microbacia 1 apresentou os maiores benefícios para os recursos hídricos. Deste modo, seria interessante buscar alternativas para a viabilização do manejo em mosaico para florestas plantadas comerciais de eucalipto. No entanto, ainda há o desafio de definir a área

mínima dos talhões do mosaico que possa conciliar conservação da água e viabilidade econômica.

A análise do regime hidrológico demonstrou que a microbacia com mosaico de espécies e idades (microbacia 1) apresentou sinergia de serviços ecossistêmicos em relação à água, com ganhos de regulação, provisão e qualidade da água conciliados a produção de madeira. Esses serviços são essenciais em microbacias onde há interesse pelo uso da água, seja para abastecimento público, dessedentação ou irrigação, entre outros usos.

A microbacia 1 possui uma maior heterogeneidade de coberturas do solo, o que torna seu sistema de produção menos intensivo e com maior variedade de produtos. Enquanto, as microbacias 2 e 3 por apresentarem um sistema convencional de manejo para a produção de celulose, conseguem atingir um alta produção madeireira, mesmo em anos atipicamente secos, o que reflete em sua menor capacidade de provimento dos serviços hidrológicos, como os serviços de regulação e provisão.

A Figura 19 apresenta a relação entre os serviços de regulação, representado pelo índice de estabilidade do deflúvio (Q_{90}/Q_{50}), e de provisão, representado pelo rendimento hídrico.

Figura 19. Relação entre o rendimento hídrico (Q/P) e a estabilidade do deflúvio (Q_{90}/Q_{50}) para as microbacias experimentais da EECFI

Atualmente, o sistema de manejo convencional analisado (Figura 19), apesar da alta produtividade madeireira, se encontra no limite em relação ao uso da água,

com rendimentos hídricos baixos, e com riachos vulneráveis a intermitência em anos secos, comprometendo a estabilidade do deflúvio.

Durante o período de estudo as microbacias 2 e 3 apresentaram mudanças maiores na estabilidade do deflúvio, enquanto a microbacia 1 apresentou maiores variações no rendimento hídrico (Figura 19). Desse modo, as microbacias com florestas plantadas poderiam apresentar maiores ganhos de provisão (rendimento hídrico) a partir de um determinado nível de regulação (estabilidade do deflúvio).

A maior regulação do fluxo apresentada na microbacia 1 pode refletir uma reserva maior de água no solo, que auxiliou na manutenção do deflúvio em um ano com precipitações abaixo da média. O crescimento dos talhões com diferentes idades e espécies florestais pode ter favorecido então o armazenamento de água no solo. Enquanto, as microbacias 2 e 3, com manejo convencional da floresta plantada em sistema de talhadia, apresentam um crescimento homogêneo e contínuo do eucalipto em toda a microbacia, o que pode ocasionar o esgotamento da água no solo, tornando o regime hidrológico das microbacias vulneráveis aos efeitos da estiagem.

A reserva de água no solo, em microbacias com solos profundos, se demonstrou importante para a manutenção do regime hidrológico frente às mudanças climáticas, dessa forma, o manejo florestal deve favorecer o armazenamento da água no solo. O estudo de Christina et al. (2016) demonstrou que a partir de 2 anos as raízes da floresta plantada de eucalipto formam uma camada de impedimento não havendo praticamente reabastecimento dos solos profundos e do lençol freático. Deste modo, pode se dividir a área da microbacia em talhões com idades diferentes (manejo em mosaico), para que pelo menos uma parte contribua para a entrada de água nas camadas mais profundas do solo. A colheita de parte do eucalipto a cada dois anos, como proposto por Almeida et al. (2016), pode ser realizada a partir da divisão da área de floresta plantada na microbacia em três talhões, o que poderia beneficiar os recursos hídricos.

Os rendimentos hídricos das microbacia 2 e 3 foram menores que o da microbacia 1 (Figura 19), esses ganhos no rendimento hídrico da microbacia 1 podem ser reflexo dos diferentes estágios de desenvolvimento de suas florestas plantadas. O eucalipto apresenta maior evapotranspiração durante seu crescimento inicial (FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013). Portanto, o crescimento simultâneo de 60% e 87% da área das microbacias 2 e 3, respectivamente, pode ter reduzido o

rendimento hídrico. Desse modo, a divisão de talhões com clones de eucaliptos em diferentes idades dentro dos limites da microbacia poderia refletir também no aumento do rendimento hídrico, sem perdas de produtividade.

Alternativas que poderiam contribuir para o aumento do armazenamento de água no solo além da realização do manejo em mosaico de idades em áreas onde há demanda pela água seriam: a realização de pousio entre as rotações do eucalipto; o aumento do espaçamento entre plantas, reduzindo o número de plantas por área; a escolha de material genético adequado para cada região, onde há a opção de se utilizar clones um pouco menos produtivos nas áreas com conflitos pela água. De modo que, há mais de uma alternativa para se alcançar os serviços hidrológicos almejados.

As características intrínsecas das microbacias também devem ser consideradas, a diferença da textura do solo da microbacia 1 (textura média - 32% de argila), em relação às microbacias 2 e 3 (textura média - 16% de argila), também pode ter favorecido a estabilidade do deflúvio e o rendimento hídrico na microbacia 1, devido a maior capacidade de solos com maior teor de argila em armazenar mais água do que solos com teores maiores de areia (RANZANI, 1971; GERROY et al., 2011). Desse modo, a mudança no manejo florestal poderia não refletir em ganhos tão expressivos na provisão e na regulação da água, porém poderia melhorar as condições observadas. Assim, os indicadores analisados das microbacias passariam para um intervalo de variação intermediário (da faixa vermelha para a amarela, na Figura 19).

Há outros serviços ecossistêmicos que devem ser considerados no planejamento de microbacias, por exemplo, a microbacia 2, com 40% de sua área ocupada por vegetação nativa, é capaz de proporcionar diversos serviços ecossistêmicos (Figura 2), como uma maior área para habitat e para a conservação da biodiversidade.

Em relação à exportação de sólidos em suspensão as três microbacias apresentaram valores baixos, demonstrando que microbacias com florestas plantadas são capazes de prover água com boa qualidade em ambos os manejos analisados neste estudo. Isso pode ser em decorrência do ciclo de manejo, que apesar de ser considerado curto para espécies florestais, representa um ciclo longo quando comparado a outros usos do solo agrícolas, como as culturas anuais. Desse modo, nas florestas plantadas as operações silviculturais com maior potencial de

alterar a qualidade da água, como a colheita e o preparo de solo ocorrem em intervalos maiores de tempo, em média, uma vez a cada sete anos.

Entretanto, a presença de uma maior área de vegetação ripária composta por floresta nativa trouxe benefícios para a retenção de sólidos em suspensão quando comparadas as microbacias 2 e 3, o mesmo ganho foi observado no manejo em mosaico, na microbacia 1. Assim, a presença de 40% de vegetação nativa na microbacia com manejo convencional ou o utilização do manejo em mosaico são benéficos quando se almeja a conservação do solo e da água.

6. CONCLUSÕES

O estudo demonstrou que a composição da microbacia hidrográfica com florestas plantadas de eucalipto influencia na conservação dos recursos hídricos, de modo que, a proporção de florestas plantadas e nativas na microbacia e a heterogeneidade da paisagem das microbacias promovem diferenças no regime hidrológico e na qualidade da água dos riachos.

Em relação à primeira hipótese, a proporção de floresta nativa na microbacia influenciou o regime hidrológico, sendo que maiores proporções tornam a microbacia menos vulnerável aos efeitos de anos secos, enquanto que menores proporções de floresta nativa apresentam maior rendimento hídrico no ano seguinte à colheita. Em relação à qualidade da água, a maior proporção de floresta nativa propicia menor exportação de sólidos em suspensão e, portanto, melhor qualidade da água.

Em relação à segunda hipótese, o manejo em mosaico avaliado neste estudo resultou em maior estabilidade do regime hidrológico e melhor qualidade da água, quando comparado ao manejo convencional. Dessa forma, entende-se que o manejo em mosaico, considerando seus componentes naturais (vegetação nativa) e de produção (diferentes idades e espécies), seja adequado em matrizes florestais, a fim de reduzir sua vulnerabilidade a eventuais alterações no regime de precipitação da região.

REFERÊNCIAS

ABRAF - Associação Brasileira de Produtores de Floresta Plantada. **Anuário Estatístico ABRAF 2013: ano base 2012**. ABRAF: Brasília, 2013. 148p.

ACUÑA, V.; DATRY, T.; MARSHALL, J.; BARCELÓ, D.; DAHM, C.N.; GINEBRED, A.; MCGREGOR, G.; SABATER, S.; TOCKNER, K.; PALMER, M.A. Why should we care about temporary waterways? **Science**, v. 343, p. 1080-1082, 2014.

ALLAN, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystem. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 35, p. 257-284, 2004.

ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements**. Rome: FAO, 1998. 300p. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 56).

ALMEIDA, A.C.; SOARES, J.V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrófila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, v. 27, p. 159-170, 2003.

ALMEIDA, A.C.; SOARES, J.V.; LANDSBERG, J.J.; REZENDE, G.D. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 10-21, 2007.

ALMEIDA, A.C.; SMETHURST, P.J.; SIGGINS, A.; CAVALCANTE, R.B.L.; BORGES JR, N. Quantifying the effects of *Eucalyptus* plantations and management on water resources at plot and catchment scales. **Hydrological Processes**, v. 30, p. 4687-4703, 2016.

ALVES, M.E.B.; MANTOVANI, E.C.; SEDIYAMA, G.C.; NEVES, J.C.L. Estimate of the crop coefficient for *Eucalyptus* cultivated under irrigation during initial growth. **Cerne**, v. 19, p. 247-253, 2013.

ANDRÉASSIAN, V. Visualizing the hydrological signature of an unsteady land cover: an application to deforested and afforested catchments in Australia, the USA and France. In: Webb, A.A. et al. (Ed.) **Revisiting Experimental Catchment Studies in Forest Hydrology**. Australia: IAHS, 2012. p. 125-134.

APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st Ed. Washington. 2005.

BAESSO, R.C.E.; RIBEIRO, A.; SILVA, M.P. Impacto das mudanças climáticas na produtividade do eucalipto na região norte do Espírito Santo e sul da Bahia. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 2, p. 335-344, 2010.

BAILLIE, B.R.; NEARY, D.G. Water quality in New Zealand's planted forests: a review. **New Zealand Journal of Forestry Science**, v. 45, 2015. 7p.

BAKER, D.B.; RICHARDS, R.P.; LOFTUS, T.T.; KRAMER, J.W. A new flashiness index: characteristics and applications to Midwestern rivers and streams. **Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)**, v. 40, p. 503-522, 2004.

BALBINOT, R.; OLIVEIRA, N.K.; VANZETTO, S.C.; PEDROSO, K.; VALERIO, A.F. O papel da floresta no ciclo hidrológico em bacias hidrográficas. **Ambiência**, v. 4, n. 1, p. 131-149, 2008.

BARAL, H.; KEENAN, R.J.; FOX, J.C.; STORK, N.E.; KASEL, S. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: a case study from south-eastern Australia. **Ecological Complexity**, v. 13, p. 35-45, 2013.

BARAL, H.; GUARIGUATA, M.R.; KEENAN, J. A proposed framework for assessing ecosystem goods and services from planted forests. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 260-268, 2016.

BARROS, N.F.; TEIXEIRA, P.C.; TEIXEIRA, J.L. Nutrição e produtividade de povoamentos de eucaliptos manejados por talhadia. **Série Técnica IPEF**, v. 30, p. 79-88, 1997.

BEST, A.E.; ZHANG, L.; McMAHON, T.A.; WESTERN, A.W. Development of a model for predicting the changes in flow duration curves due to altered land use conditions. In: MODSIM 2003. **International Congress on Modelling and Simulation**. Canberra: MSSANZ, v 2, p. 861-866. 2003.

BINKLEY, D.; BROWN, T. C. Forest practices as nonpoint sources of pollution in North America. **Water Resources Bulletin**, v. 29, p. 729-740, 1993.

BINKLEY, D.; BURNHAM, H.; ALLEN, H.L. Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. **Forest Ecology and Management**, v. 121, p. 191-213, 1999.

BOGGS, J.; SUN, G.; JONES, D.; MCNULTY, S.G. Effect of Soils on Water Quantity and Quality in Piedmont Forested Headwater Watersheds of North Carolina. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 49, p. 132-150, 2013.

BOS, M.G. **Discharge Measurement Structures**. 3.ed. Netherlands: ILRI, 1989, 401p.

BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment to determine the effect of vegetation changed on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, v. 55, p. 3-23, 1982.

BRAUMAN, K.A.; DAILY, G.C.; DUARTE, T.K.; MOONEY, H.A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 32, p. 67-98, 2007.

BROWN, A.E.; ZHANG, L.; McMAHON, T.A.; WESTERN, A.W.; VERTESSEY, R.A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 28-61, 2005.

BROWN, A.E.; McMAHON, T.A.; PODGER, G.M.; ZHANG, L. A methodology to predict the impact of changes in forest cover on flow duration curves. **CSIRO Land and Water Science Report 8**, 2006. Canberra: CSIRO land and water, 53p. 2006.

BROWN, A.E.; WESTERN, A.W.; McMAHON, T.A.; ZHANG, L. Impact of forest cover changes on annual streamflow and flow duration curves. **Journal of Hydrology**, v. 483, p. 39-50, 2013.

BRUIJNZEEL, L.A. **Hydrology of Moist Tropical Forest and Effects of Conversion: A State of Knowledge Review**. UNESCO: Paris, 1990. 226 p.

BRUIJNZEEL, L.A.; Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, p. 185-228, 2004.

BURT, T.P.; SWANK, W.T. Flow frequency responses to hardwood-to-grass conversion and subsequent succession. **Hydrological Processes**, v. 6, p. 179-188, 1992.

CALDER, I.R.; ROSIER, P.T.W.; PRASANNA, K.T.; PAAMESWARAPPA, S. Eucalyptus water use greater than rainfall input: a possible explanation from southern India. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 1, p. 249-256, 1997.

CALDER, I.R. Forests and Hydrological Services: reconciling public and science perceptions. **Land Use and Water Resources Research**, v. 2, p. 2.1-2.12, 2002.

CALDER, I.R. Forests and water: Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 110-120, 2007.

CALDWELL, P.V.; MINIAT, C.F.; ELLIOTT, K.J.; SWANK, W.T.; BRANTLEY, S.T.; LASETER, S.H. Declining water yield from forested mountain watersheds in response to climate change and forest mesophication. **Global Change Biology**, v. 22, p. 2997-3012, 2016.

CÂMARA, C.D.; LIMA, W.P. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre o balanço hídrico e a qualidade da água em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 41-58, 1999.

CÂMARA, C.D.; LIMA, W.P.; VIEIRA, S.A. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, n. 57, p. 99-109, 2000.

CARVALHO, N.O. **Hidrossedimentologia prática**. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2008. 600p.

CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. **Clima dos Municípios Paulistas**. Itatinga. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_271.html>. Acesso em: 14 jun. 2016.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**: Apêndice A. São Paulo: CETESB, 2009. 43 p.

CHATURVEDI, A.N.; SHARMA, S.C.; SRIVASTAVA, R.J. Water consumption and biomass production of some forest trees. **The Commonwealth Forestry Association Review**, v. 63, p. 217-223, 1984.

CHRISTINA, M.; NOUVELLON, Y.; LACLAU, J.P.; STAPE, J.L.; BOUILLET, J.P.; LAMBAIS, G.R.; MAIRE, G. Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest. **Functional Ecology**, 11p., 2016.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial**: Brasília, 18 mar 2005. p. 58-63.

CROKE, J.C.; HAIRSINE, P.B. Sediment delivery in managed forests: a review. **Environmental Reviews**, v. 14, p. 59-87 2006.

CROMBIE, D.S. Water relations of jarrah (*Eucalyptus marginata*) regeneration from the seedling to the mature tree and of stump coppice. **Forest Ecology and Management**, v. 97, p. 293-303, 1997.

CUI, X.; LIU, S.; WEI, X. Impacts of forest changes on hydrology: a case study of large watersheds in the upper reaches of Minjiang River watershed in China. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, p. 4279-4290, 2012.

DAVID, J.S.; HENRIQUES, M.O.; DAVID, T.S.; TOMÉ, J.; LEDGER, D.C. Clearcutting effects on streamflow in coppiced *Eucalyptus globulus* stands in Portugal. **Journal of Hydrology**, v. 162, p. 143-154, 1994.

DAVID, J.S.; VALENTE, F.; GASH, J.H. Evaporation of intercepted rainfall. In: ANDERSON, M.G. (Ed.) **Encyclopedia of Hydrological Sciences**. Chichester: Wiley, 2005, p. 627-634.

DE GROOT, R.S.; VAN DER MEER, P.J. Quantifying and valuing goods and services provided by plantation forests. In: BAUHUS, J.; VAN DER MEER, P.; KANNINEN, M. (Eds.). **Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests**. Earthscan: London, 2010, p. 16-38.

DEDECEK, R.A.; GAVA, J.L. Influência da compactação do solo na produtividade da rebrota de eucalipto. **Revista Árvore**, v. 29, n. 3, p. 383-390, 2005.

DI LUZIO, M.; SRINIVASAN, R.; ARNOLD, J.G.; NEITSCH, S.L. **Soil and Water Assessment Tool (SWAT)**: version 2000. Texas: Texas Water Resources Institute, 2002. 346p.

DRINAN, T.J.; GRAHAM, C.T.; O'HALLORAN, J.; HARRISON, S.S.C. The impacts of catchment conifer plantation forestry on the hydrochemistry of peatland lakes. **Science of the Total Environment**, v. 443, p. 608-620, 2013.

EDWARDS, P.J.; WILLIARD, K.W.J.; SCHOONOVER, J.E. Fundamentals of watershed hydrology. **Journal of Contemporary Water Research & Education**, v. 154, p. 3-20, 2015.

ENGEL, V.; JOBBÁGY, E.G.; STIEGLITZ, M.; WILLIAMS, M.; JACKSON, R.B. Hydrological consequences of *Eucalyptus* afforestation in the Argentine Pampas. **Water Resources Research**, v. 41, 14 p., 2005.

ESRI. **ArcGis 9.3**. New York, 2008.

FARLEY, K.A.; JOBBÁGY, E.G.; JACKSON, R.B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, p. 1565-1576, 2005.

FEIKEMA, P.; BEVERLY, C.; MORRIS, J.; LANE, P.; BAKER, T. Process-based modeling of vegetation to investigate effects of climate and tree cover change on catchment hydrology. In: Webb, A.A. et al. (Ed.) **Revisiting Experimental Catchment Studies in Forest Hydrology**. Australia: IAHS, 2012. p. 74-81.

FERRAZ, S.F.B.; LIMA, W.P.; RODRIGUES, C.B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 58-66. 2013.

FERRAZ FILHO, A.C.; SCOLFORO, J.R.S.; MOLA-YUDEGO, B. The coppice-with-standards silvicultural system as applied to *Eucalyptus* plantations – a review. **Journal of Forestry Research**, v. 25, n. 2, p. 237-248, 2014.

FOLEY, J.A. DeFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.S.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, p. 570-574, 2005.

FORD, C.R.; LASETER, S.H.; SWANK, W.T.; VOSE, J.M. Can forest management be used to sustain water-based ecosystem services in the face of climate change? **Ecological Applications**, v. 21, p. 2049-2067, 2011.

FRASER, N.; JACKSON, R.; RADCLIFFE, D. A paired watershed investigation of silvicultural best management practices revisited: B.F. Grant Memorial Forest, Georgia. **Forest Science**, v. 58, p. 652-662, 2012.

GERMER, S., ELSENBEER, H., MORAES, J.M. Throughfall and temporal trends of rainfall redistribution in an open tropical rainforest, south-western Amazonia (Rondônia, Brazil). **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 10, p. 383-393, 2006.

GEROY, I.J.; GRIBB, M.M.; MARSHALL, H.P.; CHANDLER, D.G.; BENNER, S.G.; McNAMARA, J.P. Aspect influence on soil water retention and storage. **Hydrological Processes**, v. 25, p. 3836-3842, 2011.

GILFEDDER, M.; RASSAM, D.W.; STENSON, M.P.; WALKER, G.R.; LITTLEBOY, M. Incorporating land-use changes and surface-groundwater interactions in a simple catchment water yield model. **Environmental Modelling & Software**, v. 38, p. 62-73, 2012.

GONÇALVES, J.L.M. Recomendações de adubação para *Eucalyptus*, *Pinus* e espécies típicas da Mata Atlântica. **Documentos Florestais**, v. 15, p. 1-23, 1995.

GONÇALVES, J.L.M.; BARROS, N.F.; NAMBIAR, E.K.S.; NOVAIS, R.F. Soil and stand management for short-rotation plantations. In: NABIAR, E.K.S.; BROWN, A. (Eds.) **Management of Soil, Nutrients and Water in Tropical Plantation Forests**. Canberra: Australian Centre for International Agricultural Research, 1998. chap. 11, p. 379-418.

GONÇALVES, J.L.M.; ALVARES, C.A.; GONÇALVES, T.D.; MOREIRA, R.M.; MENDES, J.C.T.; GAVA, J.L. Mapeamento de solos e da produtividade de plantações de *Eucalyptus grandis*, com uso de sistema de informação geográfica. **Scientia Forestalis**, v. 40, n. 94, p. 187-201, 2012.

GONÇALVES, J.L.M.; ALVARES, C.A.; HIGA, A.R.; SILVA, L.D.; ALFENAS, A.C.; STAHL, J.; FERRAZ, S.F.B.; LIMA, W.P.; BRANCALION, P.H.S.; HUBNER, A.; BOUILLET, J.P.D.; LACLAU, J.P.; NOUVELLON, Y.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 6-27, 2013.

GORDON, N.D.; McMAHON, T.A.; FINLAYSON, B.L.; GIPPEL, C.J.; NATHAN, R.J. **Stream hydrology : an introduction for ecologists**. 2.ed. Chichester:Wiley, 2004, 448p.

GRAYSON, R.B.; ARGENT, R.M.; NATHAN, R.J.; McMAHON, T.A.; MEIN, R. **Hydrological Recipes: Estimation Techniques in Australian Hydrology**. Clayton: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Australia, 125 p. 1996.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; McKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An ecosystem perspective of riparian zones. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540-551, 1991.

HOPMANS, P.; BREN, L.J. Long-term changes in in water quality and solute exports in headwater streams of intensively managed radiata pine and natural eucalypt forest catchments in south-eastern Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 253, p. 244-261, 2007.

HORNBECK, J.W.; ADAMS, M.B.; CORBETT, E.S.; VERRY, E.S.; LYNCH, J.A. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 323-344, 1993.

HUBBARD, R.M.; STAPE, J.; RYAN, M.G.; ALMEIDA, A.C.; ROJAS, J. Effects of irrigation on water use and water use efficiency in two fast growing *Eucalyptus* plantation. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1714-1721, 2010.

IBÁ - INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. **Relatório IBÁ 2015**. Indústria Brasileira de Árvores, 100p. 2016. Disponível em <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf> Acesso em 20 de dezembro de 2016.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2013 – The Physical Science Basis**. Cambridge University Press: Cambridge. 2013. 1535p.

JAMSHIDI, R.; DRAGOVICH, D.; WEBB, A.A. Estimating catchment-scale annual soil loss in managed native eucalypt forests, Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 304, p. 20-32, 2013.

JACKSON, R.B.; JOBBAGY, 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.; JACKSON, R.B.; JOBBAGY, E.G.; ROY, S.B.; BARRETT, D.J.; COOK, C.W.; FARLEY, K.A.; MAITRE, D.C.; MCCARL, B.A.; MURRAY, B.C. Trading water for Carbon with biological Carbon sequestration. **Science**, v. 310, p. 1944-1947, 2005.

JARVIE, H.P.; NEAL, C.; LEACH, D.V.; RYLAND, G.P.; HOUSE, W.A.; ROBSON, A.J. Major ion concentrations and the inorganic carbon chemistry of the Humber rivers. **Science of the Total Environment**, v. 194/195, p. 285-302, 1997.

JOHNSON, L.B.; RICHARDS, C.; HOST, G.E.; ARTHUR, J.W. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. **Freshwater Biology**, v. 37, p. 193-208, 1997.

KEENAN, R.J.; VAN DIJK, A.I.J.M. Planted forests and water. In: BAUHUS, J.; VAN DER MEER, P.; KANNINEN, M. (Eds.). **Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests**. Earthscan: London, 2010, p. 77-95.

KUCZERA, G. Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash-mixed species eucalypt forest. **Journal of Hydrology**, v. 94, p. 215-236. 1987.

LANE, P.N.J.; BEST, A.E.; HICKEL, K.; ZHANG, L. The response of flow duration curves to afforestation. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 253-265, 2005.

LARA, A.; LITTLE, C.; URRUTIA, R.; McPHEE, J.; ÁLVAREZ-GARRETÓN, C.; OYARZÚN, C.; SOTO, D.; DONOSO, P.; NAHUELHUAL, L.; PINO, M.; ARISMENDI, I. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 415-424, 2009.

LARNED, S.T.; DATRY, T.; ARSCOTT, D.B.; TOCKNER, K. Emerging concepts in temporary-river ecology. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 717-738, 2010.

LAWER, D.M.; PETTS, G.E.; FOSTER, I.D.L.; HARPER, S. Turbidity dynamics during spring storm events in an urban headwater river system: The Upper Tame, West Midlands, UK. **Science of the Total Environment**, v. 306, p. 109-126, 2006.

LELE, S. Watershed services of tropical forest: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, p. 148-155, 2009.

LIMA, W.P. Indicadores hidrológicos do manejo sustentável de plantações de eucalipto. In: **IUFRO Conference on Silviculture and Improvements of Eucalypts**. IUFRO: Salvador, 1997.

LITTLE, C.; CUEVAS, J.G.; LARA, A.; PINO, M.; SCHOENHOLTZ, S. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. **Ecohydrology**, v. 8, p. 1205-1217, 2014

LLOYD, C.E.M.; FREER, J.E.; JOHNES, P.J.; COLLINS, A.L. Using hysteresis analysis of high-resolution water quality monitoring data, including uncertainty, to infer controls on nutrient and sediment transfer in catchments. **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 388-404, 2016.

LYNE, V.D.; HOLLIICK, M. Stochastic time-varying rainfall-runoff modelling. In: **Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium**. Institution of Engineers: Perth, p. 89-92, 1979.

MALMER, A. Hydrological effects and nutrient losses of forest plantation establishment on tropical rainforest land Sabah, Malaysia. **Journal of Hydrology**, v. 174, p. 129-148, 1996.

MARENGO, J.A. Água e mudanças climáticas. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 83-96, 2008.

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA. **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Washington: Island Press, 2003. 245 p.

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; REICHERT, J.M.; CLARKE, R.T. Estimating suspended sediment concentrations from turbidity measurements and the calibration problem. **Hydrological Processes**, v. 22, p. 1819-1830, 2008.

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H. Monitoramento de bacias hidrográficas para identificar fontes de sedimentos em suspensão. **Ciência Rural**, v. 41, n. 3, p. 424-432, 2011.

MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H.; MAGNAGO, P.F. Análise qualitativa e quantitativa da histerese entre vazão e concentração de sedimentos durante eventos hidrológicos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1306-1313, 2011.

MOLINA, A.; VANACKER, V.; BALTHAZAR, V.; MORA, D.; GOVERS, G. Complex land cover change, water and sediment yield in a degraded Andean environment. **Journal of Hydrology**, v. 472-473, p. 25-35, 2012.

NEAL, C.; HOUSE, W.A.; JARVIE, H.P.; NEAL, M.; HILL, L.; WICKHAM, H. The water quality of the River Dun and the Kennet and Avon Canal. **Journal of Hydrology**, v. 330, p. 155-170, 2006.

NEARY, D.G.; ICE, G.G.; JACKSON, C.R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 2269-2281, 2009.

NEARY, D.G. Long-Term Forest Paired Catchment Studies: What Do They Tell Us That Landscape-Level Monitoring Does Not? **Forests**, v. 7, n. 164, 2016. 15p.

NGUGI, M.R., HUNT, M.A., DOLEY, D., RYAN, P., DART, P.J. Effects of soil water availability on water use efficiency of *Eucalyptus cloeziana* and *Eucalyptus argophloia* plants. **Australian Journal of Botany**, v. 51, 159-166, 2003.

OGDEN, F.L.; CROUCH, T.D.; STALLARD, R.F.; HALL, J.S. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. **Water Resources Research**, v. 49, p. 8443-8462, 2013.

OLIVEIRA, J.T.S.; HELLMEISTER, J.C.; SIMÕES, J.W.; TOMAZELLO FILHO, M. Caracterização da madeira de sete espécies de eucaliptos para a construção civil: 1-avaliações dendrométricas das árvores. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 113-124, 1999.

OLIVEIRA, A.H.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; AVANZI, J.C.; KLINKE NETO, G.; ARAÚJO, E.F. Water erosion in soils under eucalyptus forest as affected by development stages and management systems. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 37, p. 159-169, 2013.

QUINN, J.M.; STROUD, M.J. Water quality and sediment and nutrient export from New Zealand hill-land catchments of contrasting land use. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 36, p. 409-429, 2002.

RANZANI, G. Solos do cerrado no Brasil. In: FERRI, M.G. (Ed.) **Simpósio sobre o Cerrado**. São Paulo: EDUSP, 1971, p. 26-43.

RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P.; MARTENSEN, A.C.; PONZONI, F.J.; HIROTA, M.M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, M. F.; REICHERT, J.M.; MINELLA, J.P.G.; DALBIANCO, L.; LUDWIG, R.L.; RAMON, R.; RODRIGUES, L.A.; BORGES JÚNIOR, N. Hydrossedimentology of nested subtropical watersheds with native and eucalyptus forests. **Journal of Soils and Sediments**, v. 14, p. 1311-1324, 2014.

RODRÍGUEZ-SUÁREZ, J.A.; SOTO, B.; PEREZ, R.; DIAZ-FIERROS, F. Influence of *Eucalyptus globulus* plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment. **Journal of Hydrology**, v. 396, p. 321-326, 2011.

SALEMI, L.F.; GROPPPO, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; LIMA, W.P.; MARTINELLI, L.A. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos de água. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, p. 69-80, 2011.

SALEMI, L.F.; GROPPPO, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; FERRAZ, S.F.B.; VILLANI, J.P.; DUARTE-NETO, P.J.; MARTINELLI, L.A. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, v. 499, p. 100-109, 2013.

SANTANA, R.C.; BARROS, N.F.; LEITE, H.G.; COMERFORD, N.B. NOVAIS, R.F. Estimativa de biomassa de plantios de eucalipto no Brasil. **Revista Árvore**, v. 32, n. 4, p. 697-706, 2008.

SCOTT, D.F.; PRINSLOO, F.W. Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. **Water Resources Research**, v. 44, 8 p., 2008.

SENTELHAS, P.C.; MARIN, F.R.; FERREIRA, A.S.; SÁ, E.J.S. **Banco de dados climáticos do Brasil**. Municípios do Estado de São Paulo: Itatinga. 2003. Disponível em: <<http://www.bdclima.cnpm.embrapa.br/index.php>>. Acesso em: 14 jun. 2016.

SHVIDENKO, A.; BARBER, C.V.; PERSSON, R. Forest and woodland systems. In: HASSAN R.; SHOLES, R.; AHS, N. (ed.) **Ecosystems and human well-being: current state and trends**. Volume 1. Washington, DC, USA: Island Press. p. 585-621. 2005.

SMAKHTIN, V.U. Low flow hydrology: a review. **Journal of Hydrology**, v. 240, p. 147-186, 2001.

SMITH, H.G.; DRAGOVICH, D. Interpreting sediment delivery processes using suspended sediment-discharge hysteresis patterns from nested upland catchments, south-eastern Australia. **Hydrological Processes**, v. 23, p. 2415-2426, 2009.

STAPE, J.L. Planejamento global e normatização de procedimentos operacionais da talhadia simples em *Eucalyptus*. **Série Técnica IPEF**, v. 11, n. 30, p. 51-62, 1997.

STAPE, J.L.; BINKLEY, D.; RYAN, M.G. Eucalyptus production and the supply, use and efficiency of use of water, light and nitrogen across a geographic gradient in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 193, p. 17-31, 2004.

STAPE, J.L., BINKLEY, D., RYAN, M.G. Production and carbon allocation in a clonal *Eucalyptus* plantation with water and nutrient manipulations. **Forest Ecology and Management**, v. 255, 920-930, 2008.

STAPE, J.L.; BINKLEY, D.; RYAN, M.G.; FONSECA, S.; LOOS, R.A.; TAKAHASHI, E.N.; SILVA, C.R.; SILVA, S.R.; HAKAMADA, R.E.; FERREIRA, J.M.A.; LIMA, A.M.N.; GAVA, J.L.; LEITE, F.P.; ANDRADE, H.B.; ALVES, J.M.; SILVA, G.G.C.; AZEVEDO, M.R. The Brazil *Eucalyptus* Potential Productivity Project: Influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 1684-1694, 2010.

STEDNICK, J.D. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yields. **Journal of Hydrology**, v. 176, p. 79-95, 1996.

STOATE, C.; BOATMAN, N.D.; BORALHO, R.J.; CARVALHO, C.R.; SNOO, G.R.; EDEN, P. Ecological impacts of arable intensification in Europe. **Journal of Environmental Management**, v. 63, p. 337-365, 2001.

STRAUCH, A.M.; MACKENZIE, R.A.; GIARDINA, C.P.; BRULAND, G.L. Climate driven changes to rainfall and streamflow patterns in a model tropical island hydrological system. **Journal of Hydrology**, v. 523, p. 160-169, 2015.

STUDINSKI, J.M.; HARTMAN, K.J.; NILES, J.M.; KEYSER, P. The effects of riparian forest disturbance on stream temperature, sedimentation, and morphology. **Hydrobiologia**, v. 686, p. 107-117, 2012.

SWANK, W.T.; JOHNSON, C.E. Small catchment research in the evaluation and development of forest management practices. In: **Biogeochemistry of Small Catchments: a tool for environmental research**. Moldan & Cerny (Eds.). Chichester: John Wiley, p.383- 408, 1994.

SWANK, W.T.; VOSE, J.M.; ELLIOTT, K.J. Long-term hydrologic and water quality responses following commercial clearcutting of mixed hardwoods on a southern Appalachian catchment. **Forest Ecology and Management**, v. 143, p. 163-178, 2001.

SWEENEY, B.W.; NEWBOLD, J.D. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, p. 560-584, 2014.

TUCCI, C.E.M.; **Coeficiente de escoamento e vazão máxima de bacias urbanas**. Instituto de Pesquisas Hidráulicas - UFRGS. 9p., 2000. Disponível em: www.semrah.se.gov.br/modules/wfdownloads/visit.php?cid=1&lid=181

USDA - United States Department of Agriculture. **Where the Land and the Water meet**: a guide for protection and restoration of riparian areas. Tolland: Natural Resources Conservation Services, 2003. 118p.

VAN DIJK, A.I.J.M.; KEENAN, R.J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 1-9, 2007.

VITAL, A.R.T.; LIMA, W.P.; CAMARGO, F.R.A. Efeitos do corte raso de plantação de Eucalyptus sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 5-16, 1999.

VOSE, J.M.; FORD, C.R.; LASETER, S.; DYMOND, S.; SUN, G.; ADAMS, M.B.; SEBESTYEN, S.; CAMPBELL, J.; LUCE, C.; AMATYA, D.; ELDER, K.; HEART-SCALLEY, T. Can forest watershed management mitigate climate change effects on water resources? In: Webb, A.A. et al. (Ed.) **Revisiting Experimental Catchment Studies in Forest Hydrology**. Australia: IAHS, 2012. p. 12-25.

WATSON, F.; VERTESSEY, R.; McMAHON, T.; RHODES, B.; WATSON, I. Improved methods to assess water yield changes from paired-catchment studies: application to the Maroondah catchments. **Forest Ecology and Management**, v. 143, p. 189-204, 2001.

WILCKEN, C.F.; LIMA, A.C.V.; DIAS, T.K.R.; MASSON, M.V.; FERREIRA FILHO, P.J.; POGETTO, M.H.F.A. **Guia Prático de manejo de plantações de eucalipto**. Botucatu: FEPAF. 2008. 25p.

ZHANG, L.; DAWES, W.R.; WALKER, G.R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, p. 701-708, 2001.

ZHANG, L.; ZHAO, F.F.; BROWN, A.E. Predicting effects of plantation expansion on stream flow regime for catchments in Australia. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, p. 2109-2121, 2012.

APÊNDICES

Apêndice 1

Calhas H utilizadas para o monitoramento hidrológico das microbacias hidrográficas 1, 2 e 3

Calha H da microbacia 1

Calha H da microbacia 2

Calha H da microbacia 3

Calha H da microbacia 2

Detalhe da régua linimétrica presente nas calhas H

Apêndice 2

Série de dados de vazão das microbacias da EECFI, a cada 15 minutos, do transdutor de pressão HOB0.