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

**Geração de escoamento direto em microbacias hidrográficas com
coberturas florestais na região subtropical**

Carla Riovane Chiles

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

**Piracicaba
2019**

Carla Riovane Chiles
Engenheira Florestal

**Geração de escoamento direto em microbacias hidrográficas com coberturas
florestais na região subtropical**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

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

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

Piracicaba
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Chiles, Carla Riovane

Geração de escoamento direto em microbacias hidrográficas com coberturas florestais na região subtropical / Carla Riovane Chiles. -- versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011, -- Piracicaba, 2019.

110 p.

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

1. Escoamento superficial 2. Áreas variáveis de afluência 3. Floresta nativa 4. Pinus 5. Manejo florestal 6. Hidrologia florestal I. Título

Aos meus pais e sobrinhas.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por todas as conquistas, proteção, fortaleza e por sempre guiar os meus passos.

Agradeço em especial a minha família, minha base: meus pais Roque e Vina, por todo o amor, carinho e por sempre apoiar as minhas decisões, por serem meu abrigo. Aos meus irmãos, João e Vinicius, às minhas irmãs, Marta e Kátia, por todo amor carinho, incentivo, conselhos, apoio, pelas risadas e comilanças. Às minhas sobrinhas, Sofia e Lorena, por todo o amor e por tornar a minha vida mais alegre e doce. E aos meus cunhados Gilmar e Rogério por todo o apoio.

Aos meus avós, Vó Dedé e Vô Tone, por todo o amor, carinho e ensinamentos. E principalmente Vó Dedé, por todo o carinho, o amor que ela sabe passar por meio de todos os cafés da tarde e de suas comidas. A Vó Marica pelo carinho e ensinamentos e que infelizmente não está aqui para comemorar a finalização deste trabalho. A todos os meus tios, tias, primos e primas por todo o carinho e apoio. Em especial a Tia Lourdes por todo carinho, apoio e incentivo.

Ao professor Sílvio Ferraz pela orientação, ensinamentos, e todo o apoio durante a execução desse projeto.

A todo o pessoal do LHF, pelos conselhos, orientações, apoio, amizade, ajuda e pelos cafés e risadas: Aline, Renata, Lara, Carolina, Carla Cassiano, Katherine, Matheus, Glaucia, Marina, Yuri, Frederico, Cássio, Vanessa, Ricardo, Cecília, Lucilene e todos os estagiários.

À empresa Klabin pela concessão da bolsa de mestrado e pelo financiamento do projeto. Aos funcionários da Klabin: Mariane, Marco Figura, Luiz Carlos, Vanessa, Nassier, Tiago, Aleandro e Rivair.

À Dr. Maria José Brito Zakia (Zezé) e ao professor Dr. Sérgio (Serginho) por todos os ensinamentos durante o desenvolvimento do projeto.

Ao professor Dr. Quirijn de Jong van Lier e Dr. Fábio Scarpore pelos ensinamentos e pelo empréstimo dos equipamentos.

À Nani, a melhor “flatmate”, pela amizade, carinho, pelo apoio, pelos desabafos, pela paciência comigo nos meus desesperos. As “flatmates”, Paola, Marcela e Dani pelo apoio, risadas, por todos os cafés e comilanças em casa.

À Thuane e a Jéssica pela amizade, carinho, conselhos, desabafos, pela paciência, pelas risadas, pelas comilanças, pela companhia ao longo desses dois anos, vocês com certeza fizeram com que essa jornada fosse mais leve e divertida.

À Luna por toda amizade e conselhos, que mesmo distante sempre me apoiou ao longo dessa caminhada.

À Andréia Moreno pela amizade, conselhos, incentivos e por sempre lembrar que o “não” eu já tenho. Obrigada por tudo!

Às minhas amigas floresteiras, Aline, Grace e Veridiana que me aguentam desde o primeiro ano da graduação. Obrigada pela amizade, por todos os conselhos, paciência, risadas, discussões, por todo aprendizado e apoio. Vocês tornaram mais fácil e divertida a minha caminhada acadêmica.

Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais.

Aos funcionários da ESALQ que de alguma forma contribuíram e ajudaram na minha formação.

A todos que contribuíram direta ou indiretamente na realização desse trabalho. Meu muito obrigada!

SUMÁRIO

RESUMO	8
ABSTRACT	9
1. INTRODUÇÃO.....	11
REFERÊNCIAS.....	16
2. CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA E AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE ESCOAMENTO DIRETO EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM COBERTURAS FLORESTAIS	21
RESUMO	21
ABSTRACT	22
2.1. INTRODUÇÃO.....	23
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	24
2.2.1. Área de estudo.....	24
2.2.2. Características das microbacias hidrográficas.....	26
2.2.2.1. Uso do solo.....	26
2.2.2.2. Características fisiográficas	28
2.2.3. Base de dados	30
2.2.3.1. Dados meteorológicos e hidrológicos	30
2.2.3.2. Condutividade hidráulica do solo saturado	32
2.2.4. Análise dos dados.....	34
2.2.4.1. Balanço hídrico	34
2.2.4.2. Separação do escoamento direto e escoamento base anual.....	35
2.2.4.3. Flashiness	36
2.2.4.4. Curvas de permanência	37
2.2.4.5. Análises estatísticas dos parâmetros hidrológicos anuais	38
2.2.4.6. Condutividade hidráulica do solo saturado	38
2.2.4.7. Intensidade das chuvas e capacidade de infiltração	38
2.3. RESULTADOS.....	39
2.3.1. Caracterização hidrológica das microbacias hidrográficas.....	39
2.3.1.1. Parâmetros hidrológicos diários e mensais	39
2.3.1.2. Análise dos dados diários - curvas de permanência.....	41
2.3.1.3. Parâmetros hidrológicos anuais	42
2.3.2. Intensidade e frequência das chuvas	48
2.4. DISCUSSÃO.....	52
2.4.1. Caracterização hidrológica	52
2.4.2. Geração de escoamento superficial.....	54
2.4.3. Implicações práticas para o manejo florestal.....	56
2.5. CONCLUSÕES.....	56
REFERÊNCIAS.....	57
ANEXO	63
3. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS VARIÁVEIS DE AFLUÊNCIA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM COBERTURAS FLORESTAIS	69
RESUMO	69

ABSTRACT	70
3.1. INTRODUÇÃO	71
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	73
3.2.1. <i>Localização e caracterização da área de estudo</i>	73
3.2.2. <i>Base de dados</i>	73
3.2.2.1. Precipitação	73
3.2.2.2. Modelo digital do terreno	73
3.2.2.3. Índice topográfico.....	74
3.2.2.4. Potencial matricial da água no solo	75
3.2.3. <i>Análise dos dados</i>	77
3.2.3.1. Modelagem e validação das áreas variáveis de afluência.....	77
3.2.3.1.1. Índice topográfico.....	77
3.2.3.1.2. Delimitação das áreas variáveis de afluência pela frequência de saturação	78
3.2.3.1.3. Delimitação das áreas variáveis de afluência pela relação entre o escoamento direto e a precipitação por evento de chuva.....	79
3.3. RESULTADOS	79
3.3.1. <i>Precipitação</i>	79
3.3.2. <i>Caracterização das áreas variáveis de afluência</i>	81
3.3.2.1. Índice topográfico (IT)	81
3.3.1. <i>Delimitação das áreas variáveis de afluência</i>	82
3.3.1.1. Delimitação por meio do método da frequência de saturação.....	82
3.3.1.1.1. Microbacia hidrográfica com floresta plantada de <i>Pinus</i> spp. (MBFPP).....	82
3.3.1.1.2. Microbacia hidrográfica com floresta nativa (MBFN).....	86
3.3.1.2. Delimitação pelo método da relação entre o escoamento direto e a precipitação por evento de chuva.....	91
3.3.1.3. AVAS e o uso do solo da microbacia com floresta plantada de <i>Pinus</i> spp.	97
3.4. DISCUSSÃO	98
3.4.1. <i>Implicações práticas no manejo florestal</i>	102
3.4.2. <i>Limitações práticas do trabalho</i>	102
3.5. CONCLUSÕES	103
REFERÊNCIAS	103
ANEXOS	108

RESUMO

Geração de escoamento direto em microbacias hidrográficas com coberturas florestais na região subtropical

As florestas nativas desempenham papel importante nos processos hidrológicos, como regulação e provisão de água ao longo do ano. As mudanças do uso do solo, e o manejo intensivo das florestas plantadas podem causar efeitos sobre essas funções hidrológicas. As atividades de manejo do solo podem afetar os tipos de mecanismos de geração de escoamento superficial, o escoamento hortoniano, o escoamento superficial de áreas saturadas e o escoamento sub-superficial, o que por consequência afeta a disponibilidade de água em quantidade e qualidade. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a geração de escoamento direto em microbacias hidrográficas com coberturas florestais. Sendo que, o segundo capítulo teve como objetivo avaliar o regime hidrológico e os tipos de mecanismos de geração de escoamento superficial em microbacia hidrográfica coberta por floresta nativa e em microbacia hidrográfica coberta por floresta plantada de *Pinus* spp. Na microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. a demanda hídrica foi alta, com rendimento hídrico menor que 10%. E mesmo com as atividades de manejo do solo, as propriedades do solo foram mantidas e o escoamento base foi maior e apresentou baixo coeficiente de escoamento. A microbacia coberta por floresta nativa apresentou rendimento hídrico acima de 10%, com índice de escoamento base maior que o escoamento direto, porém apresentou um maior coeficiente de escoamento. O que pode ter ocorrido devido às características físicas e pedológicas da área, relevo íngreme e solo com textura franca. Os resultados de condutividade hidráulica do solo saturado foram maiores que a intensidade da precipitação nas duas microbacias hidrográficas, mostrando que não é para ocorrer escoamento superficial hortoniano. Assim ocorreu predomínio de escoamento direto por meio do mecanismo de escoamento superficial de áreas saturadas. No terceiro capítulo foram avaliadas metodologias de caracterização das áreas variáveis de afluência nas duas microbacias hidrográficas. A metodologia da frequência de saturação se mostrou um método eficaz, em que as áreas variáveis de afluência ocorreram em 18,5% e 13,2%, na microbacia com floresta plantada de *Pinus* e na microbacia com floresta nativa, respectivamente. Já o método da relação escoamento direto-precipitação subestimou a área variável de afluência na microbacia com floresta plantada de *Pinus*, mas na microbacia com floresta nativa a quantidade de área foi semelhante. Os resultados demonstraram que, mesmo com manejo florestal os processos hidrológicos estão ocorrendo na microbacia com floresta plantada de *Pinus*. E o planejamento florestal deve considerar ocorrência das áreas saturadas nas áreas de plantio e evitar atividades na época chuvosa e a construção de estradas nessas áreas.

Palavras-chave: Escoamento superficial de áreas saturadas; Áreas variáveis de afluência; Floresta nativa; *Pinus*; Manejo florestal; Hidrologia florestal

ABSTRACT

Overland flow generation in forest catchments in the subtropical region

Native forest plays an important role in hydrological process, such as regulation and provision of water, however land-use change, and intensive management of planted forest can modify the hydrological functions. Soil management can affect types of overland flow generation mechanism, the infiltration excess overland flow or Hortonian flow and the saturation excess overland flow, which consequently affects the availability of water in quantity and quality. The objective of this work was to understand the generation of overland flow in catchments with forest cover. In the second chapter, the aim was to characterize hydrologically and to understand the types of overland flow mechanism in a catchment covered by forest plantation of *Pinus* and in a catchment covered by native forest. In the catchment covered by forest plantation of *Pinus*, the water demand was high, with water yield lower than 10%. And even with the soil management, the soil properties were maintained, and the base flow was higher, and the flow coefficient was lower. The catchment covered by native forest presented high water yield, with base flow higher than the overland flow, but presented a high flow coefficient. This may have occurred due to the physical and pedological characteristics of the area, such as steep terrain and the frank soil. The soil saturated hydraulic conductivity was higher than the precipitation intensity in the two catchments, showing that the Hortonian overland flow does not occur, thus, to occur the saturation excess overland flow mechanism. In the third chapter, the aim of the work was to evaluate methodologies for characterizing the variable source areas in the two catchments. The saturation frequency methodology showed an effective method, the variable source area occurred in 18,5% of the forest plantation of *Pinus* catchments area, and 13,2% of the total area of the native forest catchment. The overland flow-precipitation ratio underestimated the saturated areas in the forest plantation of *Pinus* catchment, however in the native forest catchment the amount of saturated areas was similar. The results showed that the forest management does not affected the hydrological process in the catchment with forest plantation of *Pinus*. And the forest management planning should consider the occurrence of saturated areas in the planting areas and to avoid activities in the rainy season and the construction of roads in these areas.

Keywords: Overland flow; Variable source areas; Native forest; *Pinus*; Forest management; Forest hydrology

1. INTRODUÇÃO

As florestas nativas desempenham papel importante na captação e na distribuição da chuva, na regulação do fluxo e na provisão de água com qualidade (ARCOVA; CICCIO, 1999; ALCAMO et al., 2003; LELE, 2009). No entanto, as mudanças da cobertura do solo e as práticas de manejo adotadas tendem a alterar os processos hidrológicos, influenciando diretamente na resposta hidrológica da bacia hidrográfica (SCOOT; PRINSLOO, 2008). Diante do aumento da demanda hídrica e da poluição, a oferta de água com qualidade e em quantidade vem sendo reduzida, aumentando as discussões acerca dos efeitos do manejo agrícola e florestal sobre os recursos hídricos (BALAJI et al., 2012; HONDA; DURIGAN, 2017).

Um dos principais questionamentos diz respeito às alterações sobre o comportamento dos recursos hídricos causadas pelas atividades do manejo de florestas plantadas. Sobre o tema, os estudos desenvolvidos buscam entender a relação entre os plantios florestais e a água, principalmente nas alterações da disponibilidade hídrica ao longo do ciclo das florestas plantadas de *Eucalyptus* spp., como os efeitos causados pela implantação e colheita (BOSCH; HEWLETT, 1982; ALMEIDA et al., 2007; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013; CHRISTINA et al., 2016). No entanto, pouco se discute sobre os efeitos das florestas plantadas de *Pinus* spp. nos processos hidrológicos e na dinâmica da água no solo (FARLEY et al., 2005).

Os processos hidrológicos são influenciados pela cobertura florestal da bacia hidrográfica (CAMPBELL; DOEG, 1989) e pelas modificações do solo causados pelo manejo. Em bacias hidrográficas recobertas por florestas, após a precipitação, parte da água é interceptada pelas árvores e parte cai diretamente no solo ou na serapilheira. A água que é interceptada evapora. No solo, parte da água pode infiltrar e percolar abastecendo o lençol freático, ou pode escoar sub-superficialmente, e a água que não infiltra escoar superficialmente até os cursos d'água (GORDON et al., 2004; BRAUMAN et al., 2007; NEARY; ICE; JACKSON, 2009).

Em áreas de floresta nativa conservada, o solo normalmente possui características adequadas que facilitam o processo de infiltração, e assim a formação de escoamento superficial dificilmente ocorre (PIERCE, 1965; PRITCHETT, 1979). Dessa forma, o escoamento base é o principal contribuinte da vazão dos cursos d'água, o que faz com que ocorra provisão de água e regularização da distribuição da vazão ao longo do ano (NEARY; ICE; JACKSON, 2009; BRAUMAN et al., 2007).

Mesmo nessas áreas conservadas, o escoamento superficial também contribui com a vazão dos riachos, o volume de água e a velocidade com que ocorre são fatores determinantes

na ocorrência de picos de vazão, nos processos erosivos do solo e no transporte de poluentes (PRINSLOO; SCOOT, 1999), o que, por consequência, afeta a disponibilidade hídrica e a qualidade da água dos cursos d'água (WALTER et al, 2000). No entanto, o conhecimento dos mecanismos de geração de escoamento superficial é complexo, uma vez que esses podem variar no espaço e no tempo e dependem das características do clima, do solo, da geologia e da cobertura do solo (BECKER, 2005).

Os mecanismos de geração de escoamento superficial em microbacias hidrográficas foram primeiramente estudados por Horton (1933), o qual definiu que o escoamento superficial ocorre quando a intensidade da precipitação é maior que a capacidade de infiltração da água no solo. Assim, esse mecanismo de geração de escoamento superficial ficou conhecido como escoamento superficial hortoniano. Sendo que ocorre geralmente em eventos extremos de chuva e em áreas onde a capacidade de infiltração é baixa, o que pode ser atribuído às características naturais do solo, como em regiões áridas e semi-áridas, ou devido às mudanças de uso do solo, que podem afetar as características do solo e reduzir a taxa de infiltração (PIERCE, 1967; ZAKIA; LIMA, 2006), como áreas compactadas pelo pisoteio de animais e por maquinários usados no manejo do solo. No entanto, a teoria do escoamento hortoniano não se mostrava adequada para explicar a geração de escoamento direto em microbacias com densa cobertura vegetal, com clima úmido e solos com boa drenagem (DUNNE; BLACK, 1970a). Assim, ao longo do tempo, alguns estudos verificaram que, mesmo com a taxa de infiltração elevada, em microbacias hidrográficas com florestas conservadas apresentavam a geração de escoamento superficial, concluindo, portanto, que o mecanismo de geração do escoamento superficial era diferente nestas áreas (ZAKIA; LIMA, 2006).

Na década de 60, estudos de hidrogramas consideraram que o escoamento superficial era gerado a partir de uma “área parcial de afluência” (BETSON, 1964). Nos trabalhos de Hewlett e Hibbert (1963) e Weyman (1970), eles encontraram que, em eventos extremos, ocorrem infiltração da água nas partes mais altas da bacia hidrográfica, aumentando o teor de umidade do solo, com deslocamento da água para as partes baixas, saturando o solo próximo aos canais e causando um extravasamento da água. Diante disso, concluíram que o escoamento superficial de algumas microbacias hidrográficas é gerado nessas áreas saturadas, propondo assim um novo mecanismo de geração de escoamento superficial, o escoamento superficial de áreas saturadas. Em 1967, Hewlett e Hibbert estabeleceram para essas áreas o conceito de “Área Variável de Afluência” (AVA), a partir da observação que a geração do escoamento direto está sob a influência de uma área que apresenta suscetibilidade a saturação durante um evento de chuva e apresenta dinâmica de expansão durante o evento de chuva e contração após o seu

término, por isso o nome variável de afluência. Essas áreas são as zonas saturadas que margeiam os cursos d'água e suas cabeceiras. A expansão e contração das AVAs durante uma chuva são influenciadas pelas características físicas e climáticas do local e também pelo fluxo sub-superficial advindo das partes altas do terreno. Quando a camada superficial do solo se torna saturada, a chuva aumenta o fluxo de escoamento da base para a encosta e perto dos rios, resultando na expansão das AVAS. Após o término da precipitação ocorre a redução do movimento de fluxo sub-superficial na encosta, resultando na contração das AVAS (LOGANATHAN et al. 1989). Além disso, as concavidades do terreno encontradas nas cabeceiras de drenagem, onde convergem as linhas de fluxo, também produzem escoamento superficial de áreas saturadas (ZAKIA; LIMA, 2006).

Na Figura 1 é possível observar o processo dinâmico que ocorre nas áreas variáveis de afluência a partir do início de um evento de chuva.

Figura 1. Esquema da evolução das áreas variáveis de afluência no processo de geração de escoamento direto durante um evento de chuva (adaptado de CHORLEY, 1978).

As áreas variáveis de afluência estão localizadas nas partes mais baixas do terreno, geralmente próximas aos cursos d'água e, por apresentarem características singulares de vegetação são também denominadas de zonas ripárias (ZAKIA et al., 2006). As zonas ripárias são as margens e cabeceiras dos cursos d'água que estão sob influência do lençol freático e caracterizam-se como habitats dinâmicos, muito diversos e complexos (LIMA; ZAKIA, 2006). Devido às condições de saturação propiciam a ocorrência de uma vegetação composta por espécies tipicamente adaptadas a essas condições edáficas (ZAKIA et al., 2006) e as condições de variação de saturação do solo (SANTOS; KOBAYAMA, 2008).

As zonas ripárias podem se expandir além das áreas marginais dos cursos d'água, pois sua ocorrência é resultante da integração entre vários fatores, como características geomorfológicas, geológicas e hidrológicas, sendo que as relações hidrológicas constituem o fator mais importante (LIMA; ZAKIA. 2006). Essas interações, juntamente com o curso d'água e a vegetação típica dessa área, formam o ecossistema ripário.

O ecossistema ripário desempenha importante papel na manutenção dos recursos hídricos, como a disponibilidade de água com qualidade, além do oferecimento de outros serviços ecossistêmicos. Na geração de escoamento, as zonas ripárias podem servir como uma barreira para os poluentes provenientes do manejo das áreas próximas (RANALLI; MACALADY, 2010) e na atenuação dos picos de vazão (LIMA; ZAKIA. 2006).

As áreas variáveis de afluência geralmente ocorrem em áreas úmidas, ou com cobertura florestal, em solos rasos ou permeáveis sustentadas por uma camada impermeável (DUNNE; BLACK, 1970a). Elas constituem uma pequena fração da área total da microbacia, em torno de 10%, mas esse valor pode variar, de 1% a 50%, uma vez que depende da quantidade e da intensidade de chuva que ocorre na área (DICKINSON; WHITELEY, 1970).

Para a identificação das AVAs, Beven e Kirkby (1979) propuseram um modelo hidrológico de base física, denominado TOPMODEL, desenvolvido para simular o comportamento hidrológico de microbacias hidrográficas e a dinâmica das AVAs. Nesse modelo tem-se o índice topográfico (IT), o qual foi fundamentado na similaridade hidrológica, onde locais com os mesmos valores de índice apresentam comportamento hidrológico semelhante. Este índice é uma relação entre a área de contribuição e a declividade; dessa forma, quando a área possui relevo plano e uma grande área de contribuição, o índice topográfico terá um maior valor. Assim, quanto maior o valor do índice topográfico, maior será a propensão de a área atingir o estado de saturação e apresentar um maior volume de umidade do solo (LYON et al., 2004). O índice topográfico inicialmente foi desenvolvido no modelo hidrológico TOPMODEL (BEVEN; KIRKBY, 1979), e nos últimos anos alguns pesquisadores começaram a obter este índice por meio de ferramentas de sistemas de informações geográficas (SIG) (AGNEW et al., 2006; SILVA, 2012; QIU, 2014).

Alguns estudos realizados no Brasil utilizaram o modelo hidrológico TOPMODEL para a delimitação das AVAs, e com a finalidade de entender a proteção da dinâmica das áreas variáveis de afluência oferecidas pelas áreas de preservação permanente (APPs) (Lei 4771/65 modificada pela Lei florestal 12.651/12; SIEFERT; SANTOS, 2012; ATTANASIO et al., 2012). Apesar da importância da zona ripária e seus serviços ecossistêmicos, a delimitação e o manejo diferenciado destas áreas são pouco aplicados na prática e na tomada de decisões das

atividades rurais no Brasil. O planejamento das práticas de manejo do solo, na maioria das vezes, não considera o conceito de escoamento superficial de áreas saturadas, por ser um conceito pouco discutido e porque a caracterização dessas áreas demanda modelagem e validação em campo. Diante disso, surge a necessidade de estudos e o desenvolvimento de novas técnicas para identificar essas áreas e adotar um manejo diferenciado (QIU; WALTER; HALL, 2007). Além disso, não se sabe o que acontece com a dinâmica dessas áreas que são mais suscetíveis à geração de escoamento por saturação em áreas com operações agrícolas ou florestais.

Para investigar os efeitos do manejo florestal sobre a quantidade e a qualidade de água diversos estudos adotaram a microbacia hidrográfica como unidade geográfica (BOSCH; HEWLETT, 1982; BROWN et al., 2005). Segundo Montgomery et al. (1995), estudos em microbacias hidrográficas possibilitam o estabelecimento das relações de causa e efeito entre as atividades de manejo e a degradação ambiental, considerando que a realização de uma mesma ação localizada em diferentes pontos pode resultar em diferentes impactos.

A forma como a microbacia hidrográfica reage durante um evento de chuva, como a quantidade, a distribuição e a qualidade do escoamento direto, são essenciais para entender, desenvolver e implementar práticas de manejo adequadas, de forma que se tenha um equilíbrio dinâmico do sistema aquático, a perpetuação dos processos hidrológicos, a continuação da sua capacidade natural de suporte e a resiliência da microbacia (LIMA; ZAKIA, 2006).

Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo geral avaliar os mecanismos de geração de escoamento direto em microbacias hidrográficas com diferentes coberturas florestais.

Assim, a dissertação foi dividida em dois capítulos. O primeiro tem como objetivo avaliar o funcionamento hidrológico de duas microbacias hidrográficas, além de quantificar e qualificar a geração de escoamento direto. E o segundo capítulo tem como objetivo avaliar metodologias de identificação das áreas variáveis de afluência e a dinâmica espaço temporal dessas áreas em duas microbacias hidrográficas.

Referências

- AGNEW, L. J.; LYON S.; GERARD-MARCHANT P.; COLLINS V. B., LEMBO A. J.; STEENHUIS T. S.; WALTER, M. T. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, v. 78, p. 63-76, 2006.
- ALCAMO J.; BENNETT E. M., MEA. **Ecosystem and human well-being: a framework for assesement**. Island Press, 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.
- ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacia com diferentes usos do solo na região de Cunha, estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 56, p. 125-134, dez.1999.
- ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; JUNIOR, J.C.T.V.; LIMA, W.P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v. 71, n. 4, p. 493–501, 2012.
- BALAJI, R., CONNOR, R., GLENNIE, P., VAN DER GUN, J., LLOYD, G.J. & YOUNG, G. 2012. **The water resource: variability, vulnerability and uncertainty. In: WWAP (World Water Assessment Programme)**. The United Nations World Water Development Report 4, Volume 1: Managing Water under Uncertainty and Risk. Paris, UNESCO, pp. 77-100.
- BECKER, A. Runoff process in mountain headwater catchments: recent understanding and research challenges. In: HUBER, et al (Ed.). **Global change and mountain regions**. Netherlands, p. 283-295, 2005.
- BETSON, R.P. What is watershed runoff? **Journal of Geophysical Research**. V. 69, n. 8, p. 1541-1552, 1964.
- BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, n. 1, p. 43–69, 1979.
- 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.
- BRASIL. Código Florestal. Lei nº 4.471 de 15 de setembro de 1965. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm>. Acesso em: 16 de agost. de 2018.

- BRASIL. Código Florestal. Lei n° 12.651 de 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 16 de agost. de 2018.
- 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 alteration in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 28-61, 2005.
- CAMPBELL, I.; DOEG, T. Impact of timber harvesting and production on streams: a review. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 40, p. 519-539, 1989.
- CHORLEY, R. J. The hillslope hydrological cycle. In: KIRKBY, M. J. (Ed.). **Hillslope Hydrology**. J. Wiley, p. 1- 42, 1978.
- 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.
- DICKINSON, W.T.; WHITELEY, H. Watershed areas contributing to runoff. In: IAHS **Publication**, v. 96, p. 12-26, 1970.
- DUNNE, T.; BLACK, R.D. Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, v. 6, p. 1296-1311, 1970a.
- 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, n. 10, p. 1565–1576, 2005.
- FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 56-66, 2013.
- GORDON, N. D.; McMAHON, T. A.; FINLAYSON, B. L.; GIPPEL, C. J.; NATHAN, R. J. **Stream hydrology: an introduction for ecologists**. West Sussex: John Wiley & Sons, 2004.
- HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A.R. Moisture and energy conditions within a sloping soil mass during drainage. **Journal of Geophysical Research.**, v. 68, n. 4, p. 1081-1087, 1963.
- HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A. R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. International Symposium of Forest Hydrology. **Pergamon Press**, p. 275-290, 1967.

- HONDA, E. A.; DURIGAN, G. A restauração de ecossistemas e a produção de água. **Hoehnea**, v. 44, n. 3, p. 315–327, 2017.
- HORTON, R.E. The role of infiltration in the hydrologic cycle. **Transactions American Geophysical Union**, v.14, p.446-460, 1933.
- KIRKBY, M. J.; CHORLEY, R. J. Throughflow, overland flow and erosion. **International Association of Scientific Hydrology**. Bulletin, v. 12, n. 3, p. 5–21, 1967.
- LELE, S. Watershed services of tropical forest? From hydrology to economic valuation to integrated analyses. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.1, p. 148-155, 2009.
- LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Saúde Ambiental da Microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006. p. 89-106.
- LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. O Papel do Ecossistema Ripário. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006. p. 89-106.
- LOGANATHAN, G. V.; SHRESTHA, S. P.; DILLAHA, T. A.; ROSS, B.B. **Variable Source Area Concept for Identifying Critical Runoff-Generating Areas in a Watershed: Bulletin 164**. Virginia Polytechnical Institute and State College, May 1989, 125 p. Disponível em: https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/46605/WRRC_Bull_164.pdf?sequence=1 >. Acesso em: 20 agos. 2018.
- LYON, S. W.; WALTER, T. M.; GERARD-MARCHANT, P.; STEENHUIS, T. S. Using a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curve-number equation. **Hydrological Processes**, v. 18, n. 15, p. 2757–2771, 2004.
- MONTGOMERY, R. D.; GRANT, G.E.; SULLIVAN, K. Watershed analysis as a framework for implementing ecosystem management. **Water Resources Bulletin**, v. 31, n. 3, p. 369-386, 1995.
- NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 2009.
- PIERCE, R.S. Evidence of overland flow on forest watershed. **Forest Hydrology**. Oxford, n.1, p. 247-254, 1965.
- PIERCE, R.S. Evidence of overland flow on forest watershed. In: International Symposium on Forest Hydrology. **Pergamon Press**. p 247-254, 1967.

- PRINSLOO, F. W.; SCOTT, D. F. Streamflow responses to the clearing of alien invasive trees from riparian zones at three sites in the Western Cape province. **South African Forestry Journal**, Pretoria, v. 185, p. 1-7, 1999.
- PRITCHETT, W.L. **Properties and Management of Forest Soils**. New York: John Wiley, 1979. 500p.
- QIU, Z.; WALTER, M. T.; HALL, C. Managing variable source pollution in agricultural watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 62, n. 3, p. 115–122, 2007.
- QIU, Z.; HALL, C.; DREWES, D.; MESSINGER, G.; PRATO, T.; HALE, K.; VANABS, D. Hydrologically sensitive areas, land use controls, and protection of healthy watersheds. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 140, n. 7, p 1-10, 2014.
- RANALLI, A. J.; MACALADY, D. L. The importance of the riparian zone and instream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds: A review of the scientific literature. **Journal of Hydrology**, v. 389, p. 406–415, 2010.
- SANTOS, I; KOBAYAMA, M. **Aplicação do TOPMODEL para determinação de áreas saturadas na bacia do rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR, Brasil**. Revista Ambiente & Água, v. 3, p. 77-89, 2008.
- SCOOT, D. F.; PRINSLOO, F.W. Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. **Water Resources Research**, v. 44, 8 p., 2008.
- SIEFERT, C. A. C.; SANTOS, I.: Mecanismos de geração de escoamento e áreas hidrologicamente sensíveis: uma abordagem hidrogeomorfológica para delimitação de áreas de preservação permanente. **RA'E GA: O espaço geográfico em análise, (UFPR)**, v. 24, p. 227-257, 2012
- SILVA, M.M. **Dinâmica espaço-temporal das áreas variáveis de afluência da bacia do córrego do Cavalheiro**. 2012. 142p. Dissertação (Mestre em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.
- WALTER, M. T.; WALTER M. F.; BROOKS E. S.; STEENHUIS T. S.; BOLL, J.; WEILER, K. R. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 55, p. 277-284, 2000
- WEYMAN, D. R. Throughflow on Hillslopes and its relation to the stream hydrograph. **Hydrological Sciences Journal**, v. 13, n. 3, p. 25-33, 1970.
- ZAKIA, M. J. B.; FERRAZ, S, F. B.; RIGHETTO, A, M.; LIMA, W. P. Delimitação da Zona Ripária em uma Microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a**

água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: Rima, 2006. p. 89-106.

2. CARACTERIZAÇÃO HIDROLÓGICA E AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE ESCOAMENTO DIRETO EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM COBERTURAS FLORESTAIS

Resumo

As florestas plantadas no Brasil ocupam uma área de 7,86 milhões de hectares, sendo caracterizadas por alta produtividade e rápido crescimento. Apesar das florestas plantadas contribuírem com a conservação das florestas nativas, a extensão das atividades silviculturais e o maior consumo de água pelas plantas geram discussões acerca dos efeitos sobre os recursos hídricos. As operações florestais podem causar impactos na dinâmica da água no solo, alterando os processos hidrológicos e afetando a disponibilidade hídrica em quantidade e qualidade. Assim, o objetivo do trabalho foi caracterizar hidrologicamente e avaliar a geração de escoamento direto em microbacias hidrográficas. Uma microbacia coberta com floresta plantada de *Pinus* spp e a outra microbacia hidrográfica coberta com floresta nativa. A caracterização hidrológica foi feita por meio da avaliação do balanço hídrico, do rendimento hídrico, da quantidade de escoamento direto, do escoamento base, do coeficiente de escoamento e da resposta da microbacia a eventos de chuvas. Na caracterização do regime hidrológico, a floresta de *Pinus* apresentou maior consumo de água, com escoamento base maior que o escoamento direto e a resposta da microbacia ao evento de chuva foi estável. Na microbacia coberta por floresta nativa, o rendimento hídrico foi maior que a microbacia com floresta plantada de *Pinus*, com escoamento base maior que o escoamento direto, e coeficiente de escoamento maior que a microbacia com *Pinus* spp., já a resposta da microbacia aos eventos de chuva foi estável. Para avaliar a geração de escoamento direto foram realizadas medições de condutividade hidráulica do solo saturado e cálculo da intensidade das chuvas. Na análise da condutividade hidráulica e da intensidade das chuvas verificou-se que a capacidade de infiltração é maior que a intensidade das chuvas, assim, não é para ocorrer escoamento superficial hortoniano. Desta forma, as duas microbacias apresentam o predomínio de geração de escoamento base e ocorre escoamento direto por meio do mecanismo de geração de escoamento de áreas saturadas. Na microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. ocorre precipitação nos canais, e geração de escoamento hortoniano nas estradas. Já na microbacia com floresta nativa, ocorre também o escoamento sub-superficial. Os resultados mostraram que, mesmo com as operações florestais, a microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. possui alta capacidade de infiltração, no entanto, outros fatores podem estar influenciando na geração de escoamento direto, como as estradas. A microbacia hidrográfica com floresta nativa mostrou uma dinâmica hidrológica de acordo com suas características, como solo, declividade e uso do solo que influenciaram o regime hidrológico e a geração de escoamento sub-superficial.

Palavras-chave: Balanço hídrico; Escoamento base; Escoamento direto; Manejo florestal; *Pinus*; Floresta nativa

Abstract

The forest plantations in Brazil occupy 7.86 million hectares with plantations of high productivity and rapid growth. Although plantations forest contributes to the conservation of native forest, the extension of silvicultural activities and the high demand of water by plants generate discussions about the effects on water resources. The forest operations can cause impacts on soil water dynamics by altering hydrological processes and affecting water availability in quality and quantity. Thus, the objective of the study was to characterize hydrologically and to evaluate the overland flow mechanism in two catchments. A catchment covered by forest plantation of Pinus and the other catchment covered by native forest. The hydrological characterization was done by the evaluation of the water balance, the water yield, the amount of overland flow, the base flow, the overland flow coefficient and the Flashiness index. In the characterization of the hydrological regime, the catchment covered by forest plantation of Pinus showed higher water consumption, with a base flow greater than the direct flow and the Flashiness index shows that the catchments have a stable response in a precipitation event. In the catchment with native forest, the water yield was higher than the catchment covered by forest plantation of Pinus. And the base flow was higher than the overland flow, however the overland flow coefficient was high, and the Flashiness index was considered a stable catchment. In order to evaluate the overland flow generation, measurements of soil saturated hydraulic conductivity and rainfall intensity were carried out. In the analyses of saturated hydraulic conductivity and rainfall intensity was obtained that the infiltration capacity is greater than the rainfall intensity, so it does not expect the occurrence of Hortonian flow. Thus, the two catchments presented the predominance of overland flow of saturated areas. In the catchment covered by forest plantation of Pinus was predominated the precipitation in the channels with expansion of saturated areas, and the Hortonain flow generation. While, in the catchment covered by native forest the generation of subsurface flow was predominant. The results showed than the operations of the management forest did not affected the infiltration of the soil, which has a high infiltration capacity, but other factors may be influencing the overland flow, such as roads. The catchment covered by native forest has a dynamic according to its characteristics, for example, soil, slope, precipitation and land-use, that influenced the hydrological regime and the generation of overland flow.

Keywords: Water balance; Base flow; overland flow; forest management; Pinus; Native forest; Catchment

2.1. Introdução

O setor de florestas plantadas no Brasil é responsável por 91% de toda madeira produzida para a indústria e outros fins produtivos e ocupa uma área de 7,84 milhões de hectares (IBÁ, 2017). Dentre as espécies mais plantadas destacam-se o *Eucalyptus* spp. e o *Pinus* spp. Os plantios de *Eucalyptus* spp. ocupam 5,7 milhões de hectares e os plantios de *Pinus* spp. ocupam 1,6 milhões de hectares (IBÁ, 2017). A expansão das áreas com florestas plantadas de *Eucalyptus* spp. deve-se ao rápido crescimento, a alta produtividade e ao aumento da demanda de diversos setores que utilizam a madeira como matéria prima (MOREIRA et al., 2017; IBÁ, 2017). O gênero *Pinus* possui um ciclo de rotação mais longo comparativamente ao gênero *Eucalyptus*, sendo a colheita realizada ente os 12 e 16 anos.

O aumento das áreas com plantios de florestas plantadas gera preocupações por parte da sociedade em relação aos efeitos provocados ao meio ambiente. Sendo que umas das principais, e que vem sendo discutida ao longo dos anos, é o efeito do manejo florestal sobre os recursos hídricos, pois o rápido crescimento, e as extensões das atividades podem afetar os processos hidrológicos e a disponibilidade hídrica nos rios (BOSCH; HEWLETT, 1982; ASCOTT et al., 2006; ALMEIDA et al., 2007; CHRISTINA et al., 2011; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013). Ainda que o *Pinus* não cresça tão rapidamente quanto o *Eucalyptus*, a conversão do uso do solo pode ocasionar efeitos sobre os recursos hídricos, pois o consumo de água entre florestas e vegetação de menor porte é diferente (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001; FARLEY; JOBBAGY; JACKSON, 2005; JACKSON, 2005).

As florestas plantadas apresentam elevada demanda hídrica, devido à sua alta produtividade e rápido crescimento (SCOTT, 2005), o que muitas vezes tem por consequência a redução da quantidade de água disponível na microbacia no início do manejo (FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013). Além disso, as atividades do manejo florestal podem causar impactos na dinâmica da água no solo, alterando os processos de infiltração e a geração de escoamento superficial (LIMA et al., 2012, CHANDLER et al., 2018).

O manejo inadequado do solo e a compactação pela passagem de maquinários pesados podem alterar ou diminuir a capacidade de infiltração, ao aumentar a densidade do solo, fazendo com que mais água chegue aos cursos d'água por meio do processo de escoamento superficial (LIMA et al., 2006). Com isso, tem-se o aumento dos picos de vazão durante os eventos de chuva, com redução do volume de água que seria armazenada no solo, alterando a dinâmica de recarga do lençol freático e a regularidade e a disponibilidade hídrica ao longo do tempo (BRAUMAN et al., 2007; NEARY; ICE; JACKSON et al., 2009), além de causar erosão do

solo e arraste de sedimentos. Quanto aos efeitos do manejo nas áreas ripárias, onde ocorre o escoamento superficial de áreas saturadas, a dinâmica deste processo também é alterada, pois ocorre expansão das áreas de contribuição, com aumento do volume e concentração dos fluxos de escoamento direto e o transporte de sólidos até os rios (WALTER et al., 2000), afetando a qualidade da água (CALDER, 2007; VAN DIJK; KEENAN, 2007).

Um manejo do solo que considere os processos hidrológicos e as fragilidades hidrológicas da microbacia hidrográfica fornecerá orientação para melhorar a disponibilidade hídrica e a qualidade dos recursos hídricos (GORSEVSKY et al., 2008). Portanto, entender os fatores que afetam os mecanismos de geração de escoamento superficial é importante para saber como é a resposta da microbacia ao evento de chuva, e assim compreender as implicações práticas do manejo.

O efeito do manejo florestal na geração de escoamento superficial pode ser avaliado por meio da caracterização hidrológica da microbacia, e da identificação do mecanismo de geração de escoamento superficial está ocorrendo na área, de forma que, essa caracterização possa fornecer subsídios na tomada de decisões no planejamento florestal. Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo geral compreender o funcionamento hidrológico de duas microbacias hidrográficas.

Para tanto, destacam-se os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar os parâmetros hidrológicos de duas microbacias hidrográficas;
- Quantificar e qualificar a geração do escoamento superficial direto em duas microbacias hidrográficas.

2.2. Material e métodos

2.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em duas microbacias hidrográficas localizadas no município de Telêmaco Borba, no estado do Paraná (Figura 2). As microbacias estão localizadas a aproximadamente 3,7 quilômetros de distância. As duas microbacias fazem parte da rede experimental do Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB), pertencente ao Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais (IPEF), em parceria com o Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF) da Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ/USP).

Figura 2. Foto aérea da área de estudo e localização das duas microbacias hidrográficas no município de Telêmaco Borba, no estado do Paraná, Brasil. Fonte: ESRI BaseMap.

De acordo com a classificação climática de Köppen para o Brasil, o clima da região é classificado como tipo Cfb, clima subtropical, com verão temperado e sem estação seca definida (ALVARES et al., 2013). O verão é quente, e é o período no qual ocorre a concentração das chuvas, enquanto que no inverno podem ocorrer geadas. A temperatura média do mês mais quente é de 21,8°C, do mês mais frio é de 14,7°C (Figura 3), e a precipitação média anual é de 1443 mm (Figura 3) (ALVARES et al., 2013).

Figura 3. Precipitação e temperatura média mensal do município de Telêmaco Borba-PR, obtidas em Alvares et al. (2013).

2.2.2. Características das microbacias hidrográficas

2.2.2.1. Uso do solo

Uma das microbacias hidrográficas apresenta área de 135,4 hectares, sendo coberta por florestas plantadas de *Pinus* spp., floresta nativa, além de estradas e ramais (Tabela 1 e Figura 4). Os dados de uso do solo foram adquiridos com a empresa florestal proprietária da área.

Os plantios florestais na microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP) foram iniciados em 1958 e, em 1963, ocorreu um incêndio no local, que comprometeu aproximadamente três hectares de área plantada da microbacia. Em 1964 foram plantados 15 hectares de *Pinus elliottii* var. *elliotti* e em 1974 foram plantados mais 54 hectares com *Pinus taeda*. Em 1997, a área com *Pinus elliottii* var. *elliotti* foi colhida e realizado o plantio de *Pinus taeda*, com espaçamento de 2,5x3m, no qual já foram realizados 3 desramas (Tabela 2). Em 2001, foi realizado o corte raso da área implantada com *Pinus taeda* em 1974, e foi plantada a mesma espécie, com espaçamento de 3x2m (Tabela 2). Até 2010, 26,5 hectares da microbacia hidrográfica continham plantios de *Eucalyptus* spp., os quais foram colhidos em 2010 e substituídos por plantios de *Pinus* spp. (Tabela 2).

As florestas plantadas de *Pinus* spp. localizadas na microbacia são manejadas para a obtenção de madeira para a produção de celulose.

A outra microbacia hidrográfica é coberta por floresta nativa (MBFN) possui área de 38,2 hectares (Tabela 1 e Figura 4), e está localizada no domínio Mata Atlântica, com vegetação caracterizada pela transição entre a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2004). A vegetação da área encontra-se em estágio sucessional avançado, com ocorrência de *Araucaria angustifolia* nos locais mais altos da microbacia e espécies típicas da Floresta Estacional Semidecidual (TOREZAN, 2002).

Tabela 1. Uso do solo nas duas microbacias hidrográficas.

Microbacia	Uso do solo	Área	
		(ha)	(%)
MBFPP	Florestas plantadas	111,9	82,6
	Floresta nativa	20,3	15,0
	Estradas/Ramais/Outros	3,2	2,4
MBFN	Floresta nativa	38,2	100

Figura 4. Uso do solo das duas microbacias, sendo: A) Microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP) e B) Microbacia hidrográfica com floresta nativa (MBFN).

Na MBFPP, os talhões com plantios de *Pinus* spp. atualmente estão com 21 anos, 17 anos e 8 anos, e ocupam diferentes áreas dentro da microbacia (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização dos talhões de *Pinus* spp. e dados do inventário florestal realizado em 2017.

Talhão	Plantio (ano)	Idade (anos)	Área (ha)	Área plantada (%)	Volume (m ³ /ha)	IMA (m ³ /ha/ano)
1	1997	21	18,7	13,9	444	22
2	2001	17	23,6	17,2	536	34
3	2001	17	9,2	6,7	601	39
4	2001	17	14,8	10,6	558	36
5	2001	17	17,9	13,3	595	38
6	2010	8	26,7	19,6	157	24

2.2.2.2. Características fisiográficas

Os limites, as hidrografias e as curvas de nível foram disponibilizados pela empresa florestal proprietária da área. Toda a base de dados apresenta escala de 1:10.000. Além disso, a empresa disponibilizou uma base com dados coletados por meio do sistema *Light Detection And Raging (LiDAR)*. O voo foi realizado em maio de 2012 e os equipamentos utilizados foram: Sensor LiDAR Harrier 68i da Trimble, com sistema Inercial Applanix (IMU + GPS) modelo POS AV 150, Aeronave da marca CESSNA e modelo 206. A altura do voo foi variável para cada faixa, o ângulo de escaneamento foi de 60° (-30° a 30°) e a densidade de pontos foi de 4 pontos/m². O sistema de georreferenciamento utilizado foi SIRGAS 2000 e a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM). Os dados foram processados no software LAStools, por meio do qual foram obtidos o Modelo Digital do Terreno (MDT) com resolução espacial de 0,50 x 0,50 m.

A partir deste modelo digital do terreno foi possível calcular a declividade do terreno e extrair as curvas de nível, utilizando ferramentas do ArcGIS. Com base no modelo digital do terreno e nas curvas de nível, os limites das duas microbacias hidrográficas foram ajustados manualmente no ArcGIS. As hidrografias disponibilizadas também foram ajustadas com base nos mapas de *flow accumulation*, gerados a partir do MDT.

A MBFPP apresenta as classes de solo: Latossolo Vermelho distrófico típico com textura argilosa (LVd2), Latossolo Vermelho distrófico típico com textura argilosa e média (LVd3), Latossolo Vermelho ácrico típico com textura muito argilosa (LVw2). Na MBFN o tipo de solo que ocorre na área total é o Neossolo Litólico com textura franca (Figura 5). O levantamento das classes de solo foi realizado e disponibilizado pela empresa florestal proprietária da área.

A declividade média da MBFPP é 17%, classificada como ondulada e da MBFN é 22%, classificada como forte-ondulada, de acordo com a EMBRAPA (1979) (Figura 6).

Figura 5. Classes de solos encontrados na microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP - A) e na microbacia com floresta nativa (MBFN - B). Sendo que: LVd2 é Latossolo Vermelho distrófico típico com textura argilosa; LVd3 é Latossolo Vermelho distrófico típico com textura argilosa e média; LVw2 é Latossolo Vermelho ácrico típico com textura muito argilosa; NA = informação não disponível sobre o tipo de solo dessa área; e RLi é Neossolo Litólico.

Figura 6. Declividade (%) das duas microbacias, sendo: A) Microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP) e B) Microbacia hidrográfica com floresta nativa (MBFN), de acordo com a classificação da EMBRAPA (1979).

2.2.3. Base de dados

2.2.3.1. Dados meteorológicos e hidrológicos

Os dados de precipitação e vazão são provenientes do Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB - IPEF) e as séries históricas de dados utilizadas neste estudo correspondem ao período de janeiro de 2006 a dezembro de 2017.

Os dados pluviométricos foram coletados por meio de pluviômetros da marca *Campbell*, instalados nas duas microbacias hidrográficas, sendo os dados registrados em intervalos de 10 minutos. O pluviômetro da MBFPP está localizado aproximadamente 4 metros da estação linimétrica. E o pluviômetro da MBFN se localiza a uma distância de aproximadamente 1 km da estação linimétrica.

As duas microbacias possuem estações linimétricas compostas por um vertedor, um equipamento de boia e contrapeso para registro do nível de água (carga hidráulica) e um *datalogger* (*Campbell*) para o armazenamento dos dados que são registrados em intervalos de 10 minutos. Os valores de cotas foram convertidos em valores de vazão por meio de uma

equação específica para cada um dos vertedores (Tabelas 3 e 4). A MBFPP possui um vertedor triangular de crista curta (Figura 7), enquanto que na MBFN o vertedor é composto (triangular truncado e retangular de parede delgada) (Figura 7).

Tabela 3. Equações para cálculo da vazão para a MHFPP, sendo que: Q=deflúvio e H=cota.

Seção	Equação	H
Vertedor triangular de crista curta	$Q = 0,001 (3,547,1 H^3 + 605,16H^2 - 7,1822H + 0,0366)$	$0,030 \leq H \leq 0,317$
	$Q = 0,001 (4078,2H^3 - 2623,6H^2 + 2279H - 417,1)$	$H > 0,317$

Tabela 4. Equações para cálculo da vazão para a MBFN, sendo que: Q=deflúvio e H=cota.

Seção	Equação	H
Vertedor composto (triangular truncado + retangular de parede delgada)	$Q = 0,001 * (6173,7H^3 + 1574,8H^2 - 49,36H + 0,1361)$	$0,050 \leq H \leq 0,240$
	$Q = 0,001 * (-974,37H^3 + 348,7H^2 + 274,88H - 90,626)$	$0,241 \leq H \leq 0,461$
	$Q = 0,001 * (-2571,4H^3 + 10480H^2 - 4345,8H + 705,42)$	$0,461 \leq H \leq 1,15$

Figura 7. Vertedores das microbacias hidrográficas, sendo: A) Microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP) e B) Microbacia hidrográfica com floresta nativa (MBFN). Fonte: PROMAB-IPEF, 2016.

Preenchimento das falhas

As séries de dados de vazão apresentaram algumas falhas que ocorreram devido a problemas de funcionamento dos equipamentos. O preenchimento dessas falhas foi realizado

para períodos com no máximo 70 dias consecutivos sem dados. Períodos maiores com falhas foram descartados da análise dos dados.

Para o preenchimento das falhas foram adotados dois métodos: o método manual e o método de preenchimento por regressão. O método manual foi utilizado para preencher pequenas períodos com lacunas, com até seis dias, e em períodos com ausência de precipitação. O método de preenchimento por regressão foi utilizado em períodos maiores, com mais de sete dias de falhas e com ocorrência de precipitação. A equação da regressão utilizada foi obtida por meio dos dados de precipitação diária e vazão diária do ano correspondente às falhas. As equações utilizadas se encontram nos anexos (ANEXO 2A e ANEXO 2B).

2.2.3.2. Condutividade hidráulica do solo saturado

Para determinar a condutividade hidráulica do solo saturado foi utilizado o método BEST (Beerkan Estimation of Soil Transfer Parameters), proposto por Lassabatère et al. (2006) e Bagarello et al. (2017). Tal método consiste em medidas de infiltração da água no solo em campo, em conjunto com análises laboratoriais de granulometria.

Os pontos amostrais foram distribuídos de acordo com a posição topográfica e com os tipos de solo encontrados nas microbacias hidrográficas, sendo coletados 10 pontos em cada tipo de solo. No total foram feitos 30 pontos na MBFPP e 10 pontos na MBFN (Figura 8).

Figura 8. Localização dos pontos onde foram realizadas as amostragens de infiltração e coletadas as amostras de solo para análise em laboratório. Sendo que: LVd2 é Latossolo Vermelho distrófico típico com textura argilosa; LVd3 é Latossolo Vermelho distrófico típico com textura argilosa e média; LVw2 é Latossolo Vermelho ácrico típico com textura muito argilosa; e NA = informação não disponível; e Rli é Neossolo Litólico. Sendo: A) Microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP) e B) Microbacia hidrográfica com floresta nativa (MBFN).

O ensaio de infiltração pelo método BEST consiste em colocar um determinado volume constante de água (150 ml) dentro de um anel metálico com área conhecida e cronometrar o tempo em que esse volume de água infiltra totalmente no solo. Esse procedimento foi repetido até que a diferença no tempo de infiltração entre dois ou três ensaios se tornasse constante. E foram coletados nos mesmos pontos amostras de solo para a análise granulométrica (ANEXO 2C).

A análise granulométrica foi realizada utilizando o método do densímetro adaptado de Gee e Or (2002). O procedimento consiste em pesar 40 gramas de terra fina seca ao ar (TFSA) e colocar em um frasco com 250 ml de solução de hidróxido e hexametáfosfato de sódio (sendo 4 g de hidróxido para cada litro de solução e 10 g hexametáfosfato de sódio para cada um litro de solução). Posteriormente, os frascos foram agitados por 16 horas em uma mesa agitadora. Após esse período, as amostras foram lavadas e a areia foi separada por meio de uma peneira de 0,2 mm e levada para a estufa a 105 °C; após 24 horas na estufa a areia foi pesada. A argila e o silte foram colocados em provetas, completadas com água até 1000 ml e agitadas

manualmente. Após 24 horas, a quantidade de argila foi medida por meio de um densímetro de mercúrio (ANEXO 2D).

Os valores de condutividade do solo saturado (K_{sat}) foram estimados por meio da versão Steady do método simplificado e baseado em análise da infiltração de Beerkan (método SSBI) (LASSABATÈRE et al., 2006; BAGARELLO et al., 2017). A equação utilizada para o cálculo da condutividade hidráulica do solo saturado se encontra no ANEXO 2E.

2.2.4. Análise dos dados

2.2.4.1. Balanço hídrico

Para entender o comportamento hidrológico e a magnitude dos recursos hídricos das microbacias hidrográficas estudadas foi utilizado o balanço hídrico anual. A equação 1 é a utilizada para o cálculo do balanço hídrico de massas (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001).

$$P = ET + Q + R + \Delta S \quad (1)$$

Em que:

P = precipitação (mm);

ET = evapotranspiração real (mm);

Q = deflúvio (mm);

R = volume de água da recarga do lençol freático (mm);

ΔS = variação do volume de água armazenada no solo (mm).

Em um ano hídrico normal, a recarga do lençol freático (R) e a variação do volume (ΔS) de água no solo podem ser consideradas nulas, simplificando a equação do balanço hídrico. Assim, a equação 2 foi utilizada no cálculo do balanço hídrico anual.

$$ET = P - Q \quad (2)$$

Em que:

ET = evapotranspiração real (mm);

P = precipitação (mm);

Q = deflúvio (mm).

Para caracterizar o regime hidrológico das microbacias foi calculado o rendimento hídrico (Q/P), que é a razão entre deflúvio (Q) e precipitação (P) (BOGGS et al, 2013).

2.2.4.2. Separação do escoamento direto e escoamento base anual

Para a separação do escoamento direto e do escoamento base foi adotado o método desenvolvido por Lyne e Hollick (1979), no qual o cálculo é realizado a partir de dados diários de deflúvio. Para essa separação, foi utilizada a Equação 3 em três passos. No primeiro passo, o cálculo é realizado com os dados no sentido cronológico. No segundo passo, utiliza-se a mesma Equação (3), porém com os dados no sentido cronológico inverso. Enquanto que, no terceiro passo, os dados são aplicados na ordem cronológica, e como resultado final tem-se o escoamento direto (Qd), conforme descrito por Grayson et al., (1996). Já o cálculo do escoamento base foi obtido por meio da Equação 4.

$$Qd(i) = \alpha \cdot Qd(i-1) + (Q(i) - Q(i-1)) \cdot \frac{1+\alpha}{2} \quad (3)$$

Em que:

Qd (i) = escoamento direto no momento i da amostragem (mm);

Q (i) = deflúvio diário no momento i (mm);

$\alpha = 0,925$: é um parâmetro de filtragem que é recomendado para ser utilizado com dados diários (GRAYSON et al., 1996).

$$Qb = Q - Qd \quad (4)$$

Em que:

Qb = escoamento base (mm);

Q = deflúvio (mm);

Qd = escoamento direto (mm).

Índice de escoamento base

O índice de escoamento base (“baseflow index” - BFI) é a taxa de escoamento base que compõe o deflúvio da microbacia hidrográfica (LANE et al., 2005). Assim, o índice de

escoamento base foi calculado por meio da razão entre o escoamento base anual e o deflúvio anual (Equação 5).

$$BFI = \frac{\sum Q_b * 100}{Q} \quad (5)$$

Em que:

BFI = índice de escoamento base anual (%);

Q_b = escoamento base anual (mm);

Q = deflúvio anual (mm).

Coefficiente de escoamento

O coeficiente de escoamento anual (Ca) foi calculado pela metodologia proposta por Tucci (2000), onde Ca é a razão entre o escoamento direto anual (Q_d) e a precipitação anual (P) (Equação 6).

$$Ca = \frac{Q_d}{P} \quad (6)$$

Sendo que:

Ca = coeficiente de escoamento anual (adimensional);

Q_d = escoamento direto anual (mm);

P = precipitação anual (mm).

2.2.4.3. Flashiness

O índice Flashiness, ou taxa de mudança, se refere à rapidez com que a vazão do curso d'água varia, aumenta ou diminui, em relação a ocorrência de eventos de chuva. Algumas microbacias hidrográficas apresentam dinâmicas menos estáveis e com respostas rápidas, enquanto outras apresentam respostas mais lentas (BAKER et al., 2004). Os valores do índice variam no intervalo de 0 a 2, sendo que microbacias hidrográficas com índice 0 são consideradas estáveis e microbacias hidrográficas com valores mais próximos de 2 são considerados menos estáveis (FONGERS, 2012).

Para o cálculo do Flashiness utilizou-se a equação 7 (BAKER et al., 2004).

$$F = \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - q_{i-1}|}{\sum_{i=1}^n q_i} \quad (7)$$

Em que:

F = Flashiness (sem unidade);

q= deflúvio diário (mm).

2.2.4.4. Curvas de permanência

A curva de permanência do deflúvio fornece uma análise gráfica e estatística da variabilidade e distribuição do deflúvio, sendo que seu formato é determinado pelo padrão da precipitação, uso do solo e características fisiográficas da microbacia hidrográfica (SMAKHTIN, 1999; BROWN et al., 2006). As curvas de permanência permitem avaliar os efeitos da mudança da vegetação sobre o pico de vazão e as vazões máximas, que são os valores que ultrapassam 1 a 5% do tempo (BROWN et al., 2005) e as vazões mínimas, que são os valores que ocorrem entre 70% a 99% do tempo (SMAKHTIN, 2001). Elas apresentam um estilo probabilístico, pois relacionam os valores diários de deflúvio com a porcentagem de tempo em que estes serão igualados ou superados (LANE et al., 2005).

No estudo foram utilizados os valores de deflúvio diário do período de coleta de dados (2006 a 2017). Para a obtenção da curva de permanência, os valores de deflúvio diário foram ordenados em ordem decrescente e classificados em classes de frequência. Os valores foram plotados com eixo na escala logarítmica (GORDON et al., 2004).

Para a análise dos índices da curva de permanência foram extraídos os valores máximos (Q_{máx}), mínimo (Q_{mín}) e os percentis: (Q1), (Q5), (Q10), (Q20), (Q30), (Q40), (Q50), (Q60), (Q70), (Q80), (Q90) e (Q95). Sendo que, esses valores de deflúvio são igualados ou excedidos em 1%, 5%, 10%, 20%, 30%, 40%, 50%, 60%, 70%, 80%, 90% e 95%, do tempo da curva de permanência, respectivamente.

Para verificar diferença estatística no conjunto de valores dos percentis da curva de permanência do deflúvio, entre as duas microbacias hidrográficas, foi utilizado o teste (One Way ANOVA), após a verificação de distribuição normal e homocedasticidade (teste de Shapiro-Wilk e Levene).

2.2.4.5. Análises estatísticas dos parâmetros hidrológicos anuais

Os parâmetros hidrológicos anuais: rendimento hídrico, BFI, escoamento direto, coeficiente de escoamento (Ca) e Flashiness das cada microbacia hidrográfica foram analisados entre elas por meio de análise de variância (ANOVA), após a verificação da normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade, pelo teste de Levene.

As análises estatísticas foram realizadas no *software* PAST.

2.2.4.6. Condutividade hidráulica do solo saturado

O conjunto de dados de condutividade hidráulica do solo saturado, das classes de solo, foram submetidos ao teste da normalidade, teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,01$) e homocedasticidade, pelo teste de Levene.

Os testes de normalidade foram realizados no *software* PAST.

2.2.4.7. Intensidade das chuvas e capacidade de infiltração

Os eventos de chuva foram classificados quanto à intensidade, em classes com intervalos de 5 mm.h^{-1} , para as quais se calculou a frequência. As análises de frequência e intensidade da chuva foram realizadas para os quatro anos mais chuvosos da série história de dados. Sendo que, para a MBFPP, os anos mais chuvosos foram: 2009, 2013, 2015 e 2017. E para a MBFN, os anos foram: 2009, 2011, 2013 e 2015.

Para a condutividade hidráulica do solo saturado considerou-se uma condutividade média para cada microbacia, visto que, os valores em cada mancha de solo mostraram normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk ($p < 0,01$) e homocedasticidade, pelo teste de Levene.

Diante disso, para avaliar a geração de escoamento superficial hortoniano nas microbacias hidrográficas, foram feitas análises de frequências de intensidade de chuvas e estas foram comparadas à condutividade hidráulica do solo saturado. Esta comparação se baseia no fato de que quando a capacidade de infiltração é maior do que a intensidade da chuva não se espera que ocorra escoamento superficial hortoniano.

Além disso, foi calculada a densidade das estradas localizadas na MBFPP por meio da base de dados contendo as informações do uso do solo. Este cálculo foi realizado para poder relacionar com a ocorrência de escoamento hortoniano na MBFPP; as estradas são umas das

principiais fontes de geração de escoamento superficial em microbacias hidrográficas com florestas plantadas (FERRAZ et al., 2007).

2.3. Resultados

2.3.1. Caracterização hidrológica das microbacias hidrográficas

2.3.1.1. Parâmetros hidrológicos diários e mensais

As séries dos dados diários de deflúvio e precipitação da MBFPP compreendem o período de janeiro de 2006 a dezembro de 2017 (Figura 9). Os anos de 2011 e 2016 não possuem dados devido ao mau funcionamento dos equipamentos de registro e/ou armazenamento dos dados de vazão, acarretando em extensos períodos de falhas.

A MBFPP apresentou deflúvio médio diário de $0,44 \text{ mm.dia}^{-1}$, com valor máximo de $15,4 \text{ mm.dia}^{-1}$ e mínimo de $0,022 \text{ mm.dia}^{-1}$. A precipitação média diária de $4,95 \text{ mm}$, com valor máximo de $172,5 \text{ mm}$ (Figura 9).

Figura 9. Precipitação e deflúvio diários coletados no período de janeiro de 2006 a dezembro de 2017 na microbacia hidrográfica com florestas plantadas de *Pinus* spp. (MBFPP).

Os dados diários de deflúvio e precipitação da MBFN do período de janeiro de 2006 a dezembro de 2017 podem ser visualizados na Figura 10. Os anos de 2007 e 2017 não possuem

dados devido ao mau funcionamento dos equipamentos de registro e/ou armazenamento dos dados de vazão, acarretando em extensos períodos de falhas.

A MBFN apresentou deflúvio médio diário de $1,2 \text{ mm.dia}^{-1}$, com valor máximo de $38,5 \text{ mm.dia}^{-1}$ e mínimo de $0,105 \text{ mm.dia}^{-1}$. O valor médio de precipitação foi de $4,78 \text{ mm}$, e precipitação máxima de 162 mm (Figura 10).

Figura 10. Precipitação e deflúvio diários coletados no período de janeiro de 2006 a dezembro de 2017 na microbacia hidrográfica com floresta nativa (MBFN).

A precipitação média mensal da MBFPP foi de $150,96 \text{ mm}$, com precipitação máxima de $402,75 \text{ mm}$ e mínima de $1,75 \text{ mm}$. O deflúvio médio mensal da MBFPP de $13,33 \text{ mm}$, com deflúvio máximo mensal de $70,66 \text{ mm}$ e deflúvio mínimo de $1,44 \text{ mm}$. Enquanto que, a precipitação média mensal da MBFN foi de $145,47 \text{ mm}$, máxima de $432,5 \text{ mm}$ e mínimo de 4 mm . O valor de deflúvio médio mensal foi de $37,44 \text{ mm}$, máximo de $163,30$ e mínimo de $4,09 \text{ mm}$ (Tabela 5).

Tabela 5. Valores mínimos, máximos e médios mensais de precipitação e deflúvio das duas microbacias hidrográficas, microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP) e da microbacia com floresta nativa (MBFN), considerando a série histórica de dados, janeiro de 2006 a dezembro de 2017.

Microbacia	Precipitação mensal (mm)			Deflúvio mensal (mm)		
	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média
MBFPP	1,75	402,75	150,96	1,44	70,66	13,33
MBFN	4,0	432,50	145,47	4,09	163,30	37,44

2.3.1.2. Análise dos dados diários - curvas de permanência

Nas curvas de permanência do deflúvio diário é possível notar que a MBFN se encontra totalmente acima da curva da MBFPP, apresentando os deflúvios maiores que os da MBFPP em todos os anos, tanto em relação às máximas quanto em relação às mínimas (Figura 11). O valor mediano do deflúvio (Q50) é 0,25 mm na MBFPP e 0,74 mm na MBFN. O Q10 é 0,91 mm na MBFPP e 2,62 mm na MBFN (Tabela 6). Já o Q90 é 0,1 mm na MBFPP e 0,23 mm na MBFN (Tabela 6).

Figura 11. Curva de permanência dos dados diários de deflúvio (mm), nas duas microbacias hidrográficas, microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP) e na microbacia com floresta nativa (MBFN).

Os percentis extraídos da curva de permanência do deflúvio diário das duas microbacias hidrográficas (Tabela 6) foram utilizados para o teste estatístico ANOVA, na qual os valores não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$) entre os percentis das duas microbacias hidrográficas.

Os valores resultantes da análise estatística (One Way ANOVA): Soma de quadrados, Graus de liberdade, Quadrados das médias, teste F e valor de p, realizada com os índices extraídos das curvas de permanências das duas microbacias hidrográficas se encontram em anexo (ANEXO 2F).

Tabela 6. Percentis e amplitude dos valores diários de deflúvio (mm) obtidos no período de coleta de dados (2006 a 2017) nas microbacias hidrográficas, na MFBPP e na MBFN. Sendo que: Q_{máx} = Deflúvio máximo; Q1 = Deflúvio excedido 1% do tempo; Q5 = Deflúvio excedido 5% do tempo; Q10 = Deflúvio excedido 10% do tempo; Q20 = Deflúvio excedido 20% do tempo; Q30 = Deflúvio excedido 30% do tempo; Q40 = Deflúvio excedido 40% do tempo; Q50 = Deflúvio excedido 50% do tempo; Q60 = Deflúvio excedido 60% do tempo; Q70 = Deflúvio excedido 70% do tempo; Q80 = Deflúvio excedido 80% do tempo; Q90 = Deflúvio excedido 90% do tempo; Q95 = Deflúvio excedido 95% do tempo.

Microbacia	Deflúvio (mm)													
	Q _{máx}	Q1	Q5	Q10	Q20	Q30	Q40	Q50	Q60	Q70	Q80	Q90	Q95	Q _{mín}
MBFPP	15,36	2,58	1,34	0,91	0,62	0,46	0,33	0,25	0,21	0,16	0,13	0,10	0,08	0,02
MBFN	38,47	7,61	3,90	2,62	1,65	1,20	0,91	0,74	0,66	0,54	0,37	0,23	0,16	0,11

2.3.1.3. Parâmetros hidrológicos anuais

O rendimento hídrico (Q/P) da MBFPP (Tabela 7) foi em média 9%. Nos anos 2007, 2008 e 2009 os valores de rendimento hídrico foram menores que a média, 5,8%, 3,9%, 4,3%, respectivamente. Já nos anos 2010, 2012 e 2013 os valores de rendimento hídrico foram maiores que a média, 15,9%, 12,2% e 16,9% respectivamente.

Tabela 7. Componentes do balanço hídrico da microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP), em que: P= precipitação anual, Q=Deflúvio anual, ET = evapotranspiração real, Q/P = rendimento hídrico.

Ano	P (mm)	Q (mm)	ET (mm)	Q/P (%)
2006	1208,8	91,6	1117,2	7,6
2007	1418,0	81,8	1336,2	5,8
2008	1633,3	63,0	1570,3	3,9
2009	2608,7	112,7	2496,0	4,3
2010	1627,6	258,9	1368,7	15,9
2011	-	-	-	-
2012	1603,6	195,3	1408,3	12,2
2013	1851,5	312,8	1538,7	16,9
2014	1729,3	114,8	1614,5	6,6
2015	2547,3	230,1	2317,2	9,0
2016	-	-	-	-
2017	1888,1	138,6	1749,5	7,3
Média	1811,6	160,0	1651,7	9,0

O rendimento hídrico (Q/P) da MBFN ficou acima de 10% para todos os anos da série de dados, sendo que o rendimento hídrico médio foi de 25,5% (Tabela 8). Os menores valores de rendimento hídrico ocorreram nos anos 2006, 2008 e 2009, com 11%, 10,7% e 16,5%, respectivamente, enquanto que, nos anos 2013, 2015 e 2016, os valores de rendimento hídrico foram maiores que a média, 35,7%, 34,8% e 40,9%, respectivamente.

Tabela 8. Componentes do balanço hídrico da microbacia com floresta nativa (MBFN), em que: P= precipitação anual, Q=Deflúvio anual, ET = evapotranspiração real, Q/P = rendimento hídrico.

Ano	P (mm)	Q (mm)	ET (mm)	Q/P (%)
2006	1191,7	131,7	1060	11,0
2007	-	-	-	-
2008	1623,8	173,9	1449,9	10,7
2009	2511,8	414,6	2097,2	16,5
2010	1573,1	534,7	1038,4	34,0
2011	1776,3	472,9	1303,4	26,6
2012	1603,6	343	1260,6	21,4
2013	1852,0	661,1	1190,9	35,7
2014	1583,2	362,6	1220,6	22,9
2015	2155,8	749,6	1406,2	34,8
2016	1585,4	648,8	936,6	40,9
2017	-	-	-	-
Média	1745,7	449,3	1296,38	25,5

Na MBFPP, o BFI foi em média 56,8%, sendo o maior valor de 68,6% e o menor valor foi 40,7%. O escoamento direto foi em média, 43,2%, sendo nos anos mais, mais secos 2006 e 2012, os valores ficaram abaixo da média, 31,4% e 36,4%, respectivamente. Já nos anos 2008 e 2009 foram os anos com os maiores valores, 49,6% e 59,3%, respectivamente. O coeficiente de escoamento anual (Ca) na MBFPP, apresentou média de 0,037. Sendo que, os anos de 2006, 2007, 2008 e 2009 foram observados os menores valores de coeficiente de escoamento, ficando entre 2% e 3% (Tabela 9 e Figura 12).

Na MBFPP a média do Flashiness foi de 0,30, sendo que os valores variaram ao longo do período de monitoramento, com anos com resposta rápidas, como 2008 e 2009, e anos com resposta mais estáveis, 2012 e 2013 (Tabela 9).

Tabela 9. Coeficiente de escoamento e índice de escoamento base da MBFPP., onde: P= precipitação anual, Qb= escoamento base, Qd= escoamento direto, BFI= índice de escoamento base, Ca = coeficiente de escoamento anual.

Ano	Qb (mm)	BFI (%)	Qd (mm)	Qd (%)	Ca	Flashiness
2006	62,8	68,6	28,8	31,4	0,024	0,20
2007	49,3	60,3	32,5	39,7	0,023	0,24
2008	31,8	50,4	31,2	49,6	0,019	0,28
2009	45,9	40,7	66,8	59,3	0,026	0,36
2010	153,1	59,1	105,9	40,9	0,065	0,15
2011	-	-	-	-	-	-
2012	124,3	63,6	71,0	36,4	0,044	0,15
2013	178,3	57,0	134,5	43,0	0,073	0,16
2014	65,2	56,8	49,6	43,2	0,029	0,24
2015	126,8	55,1	103,3	44,9	0,041	0,24
2016	-	-	-	-	-	-
2017	78,5	56,7	60,1	43,3	0,032	0,22
Média	91,6	56,8	68,4	43,2	0,037	0,22

Já na MBFN, o BFI foi em média 58,3%, sendo que os menores valores foram 2006 e 2016 e maiores valores foram em 2008 e 2009. Com relação ao escoamento direto 41,7% do volume de água do riacho proveio do escoamento direto. Nos anos de 2006 e 2016, as taxas de escoamento direto foram as mais baixas, ou seja, 34% e 36,2%, respectivamente, enquanto que, os maiores volumes são observados nos anos 2008 e 2009, 48% e 53,4%, respectivamente. O coeficiente de escoamento anual (Ca) apresentou média de 0,105 na MBFPP. E nos primeiros anos de monitoramento (2006 e 2008) o coeficiente de escoamento ficou bem abaixo da média, 3,8% e 5,1%, respectivamente. Já o Flashiness médio foi de 0,25, com poucas variações entre os anos (Tabela 10 e Figura 12).

Tabela 10. Coeficiente de escoamento e índice de escoamento base da MBFN, e, que: P= precipitação anual, Qb= escoamento base, Qd= escoamento direto, BFI= índice de escoamento base, Ca = coeficiente de escoamento anual.

Ano	Qb (mm)	BFI (%)	Qd (mm)	Qd (%)	Ca	Flashiness
2006	86,9	66,0	44,8	34,0	0,038	0,19
2007	-	-	-	-	-	-
2008	90,4	52,0	83,5	48,0	0,051	0,20
2009	193,0	46,6	221,6	53,4	0,088	0,28
2010	314,1	58,7	220,6	41,3	0,140	0,14
2011	296,5	62,7	176,4	37,3	0,099	0,14
2012	209,8	61,2	133,2	38,8	0,083	0,13
2013	377,6	57,1	283,5	42,9	0,153	0,18
2014	210,1	57,9	152,5	42,1	0,096	0,17
2015	426,0	56,8	323,6	43,2	0,150	0,16
2016	413,9	63,8	234,9	36,2	0,148	0,11
2017	-	-	-	-	-	-
Média	261,8	58,3	187,5	41,7	0,105	0,17

Ao comparar os valores dos parâmetros hidrológicos por meio de teste estatístico (ANOVA), verificou-se que os parâmetros, rendimento hídrico (Q/P) ($p = 0,0003$) e coeficiente de escoamento (Ca) ($p = 0,0002$) apresentaram diferença significativa entre as duas microbacias ($p < 0,05$). Os parâmetros: fluxo base - BFI_{anual} (%) ($p = 0,23$), escoamento direto - Qd_{anual} (%) ($p = 0,24$) e a resposta da microbacia- índice Flashiness ($p = 0,11$), não apresentaram diferença significativa entre as duas microbacias ($p > 0,05$).

Os valores resultantes da análise estatística (ANOVA): Soma de quadrados, Graus de liberdade, Quadrados das médias, teste F e valor de p, realizada com os parâmetros hidrológicos das duas microbacias hidrográficas se encontram em anexo (ANEXO 2G).

Figura 12. Box-plot dos valores dos parâmetros hidrológicos anuais para as duas microbacias: a) Rendimento hídrico (Q/P); b) Índice de escoamentobase (BFI_{anual} (%)); c) Escoamento direto (Q_d anual (%)); d) Coeficiente de escoamento direto (Ca); e) Flashines. Sendo n = 10. A linha horizontal interna representa o valor médio dos dados, as extremidades das caixas representam o primeiro e o terceiro quartil, e os limites das barras verticais representam o valor máximo e o mínimo.

2.3.2. Intensidade e frequência das chuvas

Na MBFPP, foi possível observar que no ano mais chuvoso (2009), 71% das chuvas foram de baixa intensidade (0-5 mm/h), 13% das chuvas de 5-10 mm/h e 4,8% com intensidade de 10-15 mm/h (Figura 13). As chuvas de alta intensidade (75-110 mm/h) representaram 1,45% das chuvas. Em 2013, ocorreram mais chuvas de baixa intensidade (83%), e 8% foram chuvas com intensidade de 5-10 mm/h. Os anos, 2015 e 2017, seguiram o mesmo padrão, com 73% das chuvas classificadas como baixa intensidade (0-5 mm/h) e 14% das chuvas com intensidade de 10-15 mm/h. Nos quatro anos, a quantidade de chuvas com intensidade maior que 20 mm/h e menor que 75 mm/h representaram menos de 5% das chuvas (Figura 13).

Figura 13. Frequência da intensidade das chuvas para os quatro anos mais chuvosos (2009, 2013, 2015 e 2017) da série histórica de dados da MBFPP.

Na Figura 14 é possível observar a frequência de chuvas nas classes de intensidade para a MBFN. No ano mais chuvoso (2009) foi observado que 70% das chuvas foram de baixa intensidade (0-5 mm/h), 15% das chuvas de 5-10 mm/h e 6% com intensidade de 10-15 mm/h (Figura 14). As chuvas de alta intensidade ocorreram em menos de 1% dos eventos de chuva.

Enquanto que, em 2011, 76% das chuvas foram de baixa intensidade (0-5 mm/h), 12% para chuvas de 5-10 mm/h, 5% para chuvas de 10-15 mm/h e 2% para chuvas de 15-20 mm/h. Em 2013, é maior a ocorrência de chuvas de intensidade baixa, representando 83%, e a quantidade de chuvas de intensidade 5-10 mm/h é menor (8%). Já em 2015, a frequência de chuvas com intensidade de 0-5 mm/h foi 73%, já as chuvas de intensidade 5-10 mm/h representaram 17% de frequência e nenhum evento de chuva apresentou intensidade maior que 75 mm/h. Nos quatro anos a frequência de chuvas com intensidade maior que 20mm/h representaram menos de 5% (Figura 14).

Figura 14. Frequência da intensidade das chuvas para os quatro anos mais chuvosos (2009, 2011, 2013 e 2015) da série histórica de dados da MBFN.

2.3.3. Condutividade hidráulica do solo saturado

A condutividade hidráulica do solo saturado (K_{sat}) média apresentou valor de 128,8 mm/h na MBFPP, e 126,8 mm/h na MBFN (Tabela 11).

Tabela 11. Média, desvio padrão e coeficiente de variação da condutividade hidráulica do solo saturado encontradas na duas microbacias hidrográficas (MBFPP e MBFN).

	Média (mm/h)	Desvio padrão (mm/h)	CV (%)
Floresta plantada de <i>Pinus</i> spp.	128,8	35,6	27,6
Floresta nativa	126, 8	54,5	43,0

Relacionando os resultados de condutividade hidráulica do solo saturado (Tabela 11) e a frequência de intensidade de chuvas obtidas nas duas microbacias hidrográficas (Figuras 13 e 14) foi possível observar que nenhuma intensidade de precipitação registrada no período apresentou intensidade maior ou igual aos valores de condutividade hidráulica do solo saturado.

2.3.4. Densidade de estradas

A MBFPP possui aproximadamente 6,1 km de estradas, sendo que 4,6 km são estradas secundárias não pavimentadas e 1,5 km é composto por estrada pavimentada, contabilizando uma densidade de 45 m/ha.

Nas estradas secundárias foi possível encontrar trechos com acúmulo de água na pista de rodagem. Esses trechos e a localização dos mesmos podem ser observados na Figura 15.

Figura 15. Localização e registros dos trechos das estradas secundárias localizadas na MBFPP.

2.4. Discussão

2.4.1. Caracterização hidrológica

A precipitação média (1800 mm) registrada nas duas microbacias nos dez anos de monitoramento foi aproximadamente 20% maior que a média anual de longo período da região (1443 mm) (ALVARES et al., 2013).

Quanto ao deflúvio diário, a MBFN apresentou os maiores valores médios e máximos, com picos de deflúvio maiores a MBFPP. Os deflúvios máximos podem ser influenciados pela cobertura do solo, pelas características físicas da microbacia, pelas práticas de manejo do solo e principalmente pela precipitação (BROWN et al, 2005). Entretanto, as microbacias estão próximas e sob o mesmo regime climático, assim, as diferenças entre os aumentos do deflúvio podem ser resultantes da cobertura do solo. Além disso, no caso da MBFN, a maior declividade da área e o tipo de solo podem estar contribuindo com os resultados diários encontrados e com os parâmetros hidrológicos avaliados (HEWLETT; HIBBERT, 1967; BAKER et al., 2004; NEARY, ICE; JACKSON, 2009).

Com relação aos deflúvios mínimos, os valores encontrados foram maiores na MBFN. De acordo com Brown et al. (2013), os deflúvios mínimos são afetados pela transpiração da vegetação, assim, os menores valores encontrados na MBFPP podem estar relacionados a maior evapotranspiração das florestas plantadas de *Pinus* spp. Além disso, o tempo de resposta da vazão é influenciado pelas características da vegetação, pelo manejo do solo, pelas características físicas da microbacia hidrográfica e pela precipitação (SUN et al., 2004).

Os resultados de rendimento hídrico anual mostraram diferença entre as microbacias hidrográficas, o que pode ser explicado pelo uso do solo de cada microbacia. A MBFPP apresentou um menor rendimento hídrico, sendo o valor médio de 9%; além disso, nos primeiros anos do monitoramento da microbacia o rendimento ficou abaixo da média, entre 4% e 7%. Segundo Baral et al. (2013) microbacias com rendimentos hídricos inferiores a 10% são considerados microbacias com maior nível de uso da água e baixo potencial de recarga. As florestas plantadas apresentam elevada demanda hídrica, com alta evapotranspiração e consequentemente, alto consumo de água, quando comparados com o consumo de vegetação de menor porte (FARLEY; JOBBAGY; JACKSON, 2005; JACKSON et al., 2005; SCOTT, 2005). Este maior consumo de água ocorre, geralmente no início do ciclo, e à medida que a floresta cresce o consumo de água tende a diminuir (VERTESSY et al., 2001; FARLEY; JOBBAGY; JACKSON, 2005; FERRAZ; LIMA; RODRIGUES, 2013).

Na MBFN, o rendimento hídrico médio é foi 25,5%, assim, a microbacia pode ser considerada de baixo uso da água pela vegetação e de maior potencial de recarga (BARAL et al., 2013). A floresta nativa encontrada na área encontra-se em estágio avançado (TOREZAN, 2002), e provavelmente neste estágio apresenta menor consumo de água (VERTESSY et al., 2001).

Quanto aos valores de fluxo base, não foram encontradas diferenças significativas entre as duas microbacias. O índice de escoamento base é influenciado por fatores como clima, geologia e vegetação (PRICE, 2011), sendo a geologia o principal fator que afeta a geração do fluxo base (SMAKHTIN, 2001; SCHNEIDER et al., 2007). No entanto, os resultados encontrados mostraram que o uso do solo também influenciou na geração do fluxo base nas duas microbacias. O solo da MBFPP possui textura argilosa e maior capacidade de retenção de água no solo; no entanto, com a maior evapotranspiração da MBFPP menos água está chegando no lençol freático, influenciado na geração de escoamento base nesta microbacia. O maior índice de fluxo base na MBFN pode ter ocorrido devido ao menor consumo de água pela floresta e pelos processos de infiltração e recarga que ocorrem normalmente em microbacias com florestal nativa. Os solos destas áreas possuem maior capacidade de infiltração devido às raízes e à diversidade de macro e microfauna e à baixa densidade do solo, o que favorece ao aumento da taxa de infiltração (NEARY; ICE; JACKSON, 2009), contribuindo para a recarga de água no solo e propiciando maior tempo de permanência da água no solo (VALENTE; GOMES, 2005).

Com relação a geração de escoamento direto, também não foram encontradas diferenças significativas entre as duas microbacias. Com relação ao escoamento direto encontrado na MBFPP, resultados semelhantes foram encontrados em estudos realizados em microbacias com plantios de *Pinus* spp. No Chile, em uma área com plantio de *Pinus radiata* com 20 anos, mostrou-se que 40% do deflúvio provinha do escoamento direto (IROUMÉ; MAYEN; HUBER, 2006). Um dos locais que podem contribuir para a geração de escoamento direto na MBFPP são as estradas, com densidade de 45 m/ha. As estradas geralmente alteram a dinâmica da água no solo, pois devido a compactação e menor capacidade de infiltração, interceptam a água da chuva e concentram o fluxo, gerando maior escoamento superficial (GUCINSKI et al., 2000; BERTONI; LOMBARDI NETO, 1999).

Quanto aos coeficientes de escoamento direto, estes foram diferentes significativamente entre as duas microbacias hidrográfica, sendo que a MBFN apresentou maior média anual. Tais resultados podem estar relacionados a maior quantidade de escoamento direto que ocorre nesta microbacia. A maior declividade, a textura franca arenosa do solo e a

pequena área da microbacia podem ter influenciado no valor de coeficiente, pois estes fatores influenciam diretamente na geração de escoamento (TUCCI, 2000; GERROY et al., 2011). O coeficiente de escoamento foi menor na MFBPP, demonstrando que, mesmo após as atividades de manejo e passagem de maquinários, os atributos do solo foram preservados e a capacidade de infiltração do solo foi mantida. Além disso, o consumo de água pelas árvores e a presença de acículas no piso florestal pode ter reduzido a geração e a concentração do escoamento superficial (BRUIJNZEL, 1990).

Quanto à resposta das microbacias, as duas apresentaram resultados considerados estáveis. De acordo com Baker et al (2004), microbacias com flashiness menores que 0,45 são estáveis, sem mudanças expressivas na resposta da vazão aos eventos de chuvas. Apesar disso, quando comparados os resultados do índice flashiness das duas microbacias, a resposta da MBFPP foi maior e mostrou maior variação entre os anos do que a resposta da MBFN. Segundo Baker et al. (2004), a topografia, a geologia, o solo, o uso do solo, o tamanho e a forma da microbacia impactam o movimento e a velocidade da água no solo e consequentemente alteram o regime da vazão. Os autores verificaram que microbacias com manejo do solo e com solo argiloso apresentando resposta mais rápida do que microbacias com solo arenoso e com cobertura florestal, corroborando com os resultados encontrados.

2.4.2. Geração de escoamento superficial

Os valores de intensidade de chuvas foram menores que a condutividade hidráulica do solo saturado nas duas microbacias, isto indica que provavelmente o processo de infiltração ocorreu. Diante disso, não era esperado a ocorrência de escoamento superficial hortoniano, uma vez que a capacidade de infiltração foi maior que a intensidade das chuvas. Além disso, as microbacias estão situadas em uma região de clima úmido, com alta precipitação e com cobertura florestal. Assim, de acordo com os resultados encontrados, com as observações em campo e com a análise do diagrama do Dunne (1978) foi possível inferir que a maior parte da geração de escoamento direto das microbacias ocorre nas áreas saturadas (Figura 16).

A MBFPP se encontra em relevo ondulado, com cobertura florestal, com solo argiloso e com uma densidade de estradas maior que os valores padrões da FAO (1989), que ressalta que uma rede de estradas ótima é de 30 a 40 m/ha. Nesta microbacia, mesmo com as práticas de manejo do solo, a condutividade hidráulica do solo saturado dentro dos talhões é maior que a intensidade das chuvas, assim, se espera que não ocorra escoamento superficial hortoniano nos talhões. No entanto, a microbacia apresenta estradas com solos compactados e que

geralmente apresentam acúmulo de água na superfície do solo após os eventos de chuva. As estradas podem ser responsáveis pela maior parte da geração de escoamento superficial hortoniano em áreas florestais (FERRAZ et al., 2007). Além disso, as microbacias com densa rede de estradas geralmente tem um aumento dos picos de vazão devido à concentração e aumento da velocidade do fluxo gerado nas estradas (LUCE, 2001). Portanto, os mecanismos de geração de escoamento superficial que ocorrem são o escoamento hortoniano e por meio da precipitação direta nos canais e expansão dos canais (Figura 16).

A MBFN localiza-se em terreno com declividade forte-ondulado e encostas íngremes, coberta por vegetação densa e solo franco, com alta condutividade hidráulica do solo saturado. Assim, de acordo com o diagrama de Dunne (Figura 16) a geração de escoamento direto em microbacias com essas características pode estar ocorrendo por meio de escoamento sub-superficial, com consequente expansão das áreas de contribuição, gerando escoamento superficial de áreas saturadas (Figura 16).

Figura 16. Diagrama proposto por Dunne (1978) com modificações para ilustrar os processos que controlam os diferentes mecanismos de geração de escoamento direto. Além de mostrar o mecanismo predominante na MBFPP e na MBFN.

2.4.3. Implicações práticas para o manejo florestal

As características físicas da microbacia, como solo e declividade, influenciam nos processos hidrológicos, assim, é importante inserir essa diversidade da paisagem no planejamento florestal.

A análise do regime hidrológico mostrou que as duas microbacias estão funcionando bem com relação ao uso do solo. O solo da MBFPP, mesmo com as operações de manejo, apresenta alta capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo. Além disso, a cobertura do solo pelas acículas é um fator que favorece a conservação do solo, pois funciona como barreira ao amortecer a queda das gotas de chuva; favorecem a infiltração e reduzem a formação e a velocidade do fluxo de água do escoamento superficial, evitando o processo de erosão do solo (FOSTER, 1982; OLSZEWSKA; SMAL, 2008; RODRIGUES et al., 2016). Dessa forma, no processo de colheita, é importante manter a cobertura do solo com resíduos para evitar a produção de fluxos concentrados, com consequente transporte de sedimentos e poluentes e assim evitar os efeitos destes a jusante.

Outra implicação prática está relacionada à construção de estradas, pois estas possuem características que alteram a dinâmica da água no solo, favorecendo a formação de escoamento superficial e a concentração de fluxos (GUCINSKI et al., 2000; FONTANA; LIMA; FERRAZ, 2007). Assim, é importante identificar estes trechos das estradas que influenciam no acúmulo de água e na geração de escoamento, e adotar medidas para minimizar ou evitar os efeitos.

2.5. Conclusões

Na caracterização hidrológica a principal diferença entre as microbacias estudadas refere-se ao rendimento hídrico, sendo diretamente relacionada à cobertura florestal.

Microbacias com características físicas distintas apresentam comportamento hidrológico diferente. As duas microbacias apresentam predomínio de escoamento base. E o escoamento direto ocorre por meio do mecanismo de geração de escoamento de áreas saturadas nas duas microbacias hidrográficas, sendo que na MBFPP ocorre ainda por meio da precipitação e expansão dos canais, além da geração de escoamento hortoniano. Já na MBFN ocorre também escoamento sub-superficial.

Referências

- 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.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES GONÇALVES, J. L.; SPAROVECK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p.711-728, 2013.
- ASCOTT, D.B.; DOW, C.L.; SWEENWY, B.W. Landscape template of New York City's drinking-water-supply watersheds. **Journal of the North American Benthological Society**, v.25, n. 4, p. 867-886, 2006.
- BAGARELLO, V.; DI PRIMA, S.; IOVINO, M. Estimating saturated soil hydraulic conductivity by the near steady-state phase of a Beerkan infiltration test. **Geoderma**, v. 303, n. April, p. 70–77, 2017.
- 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**, v. 40, n. 2, p. 503–522, 2004.
- 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.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1999. 392p
- 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, n.1, p. 132-150, 2013.
- 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 alteration 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.
- BRUIJNZELL, L. A. **Hydrology of moist tropical forest and effects of conversion**: A state of knowledge review. Paris: UNESCO, IHP, 1990.
- CALDER, I. R. Forest and water – Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, v. 251, n. 1, p 110-120, 2007.
- CHANDLER, K. R.; STEVENS, C.J.; BINLEY, A.; KEITH, A.M. Influence of tree species and forest land use on soil hydraulic conductivity and implications for surface runoff generation. **Geroderma**, v. 310, p. 120-127, 2018.
- CHRISTINA, M. LACLAU, J-P., GONÇALVES, J. L. M.; JOURDAN, C.; NOUVELLON, Y.; BOUILLET, J-P. Almost symmetrical vertical growth rates above and below ground in one of the world's most productive forest. **Ecosphere**, v.2, n. March, p.27, 2011.
- 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.
- DUNNE, T. Field studies of hillslope processes. **Hillslope Hydrology**, n. January 1978, p. 227–293, 1978.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos**. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro, 1979, 83p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Centro Nacional de Pesquisa de Solos**. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006, 306p.
- FAO. **Watershed management field manual**: road design and construction in sensitive Watersheds. Rome 1989, 218p.

- FARLEY, K. A.; JOBBAGY, E. G.; JACKSON, R. B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, v. 11, n.10, p.1565-1576, 2005.
- FERRAZ, S. F. B.; MARSON, J.C. Uso de indicadores hidrológicos para classificação de trechos de estradas florestais quanto ao escoamento superficial. **Scientia Forestalis**, n. 75, p. 39-49, 2007.
- FERRAZ, S. F. B.; LIMA, W. P.; RODRIGUES, C. B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 56-66, 2013.
- FONGERS, D. 2012. Application of the Richards-Baker Flashiness Index to Gaged Michigan Rivers and Streams. Michigan Department of Environmental Quality Water Resources Division. Doc. MI/DEQ/WRD-12/028. 149 p.
- FONTANA, C. R.; LIMA, W.P.; FERRAZ, S.F.B. Avaliação da remoção de sedimentos pela operação de nivelamento de estradas florestais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 76, p. 103-109, 2007.
- FOSTER, G.R. **Modeling the erosion process**. In: BASSELMAN, J.A., ed. Hydrological modelling of small watersheds. St. Joseph, American Society of Agricultural Engineers. 1982. p.297-300.
- GEE, G.W.; OR, D. Particle-size analysis. In: DANE, J.H. & TOPP, G.C., ed. Methods of soil analysis. **Soil Science Society of America**. Madison: USA, 2002. p.255-293.
- 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. 3936-3842, 2011.
- GORSEVSKI, P. V.; BOLL, J. GOMEZDEL CAMPO, E. BROOKS, E. S. **Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forest watersheds**. *Forest Ecology and Management*, v. 256, p. 664-673, 2008.
- GRAYSON, R. B.; ARGENT, R. M.; NATHAN, R. J.; McMAHON, T.A.; MEIN, R. G. **Hydrological recipes: estimation techniques in Australian hydrology**. Clayton: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Australia, 1996, 125p.
- GUCINSKI, H.; FURNISS, M.J.; ZIEMER, R.R.; BROOKES, M.H. **Forest roads: A synthesis of scientific information**. Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 2000. 103 p.
- HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. International Symposium of Forest Hydrology. **Pergamon Press**, p. 275-290, 1967.

- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ. **Relatório IBÁ 2016**. Industria Brasileira de árvores. Disponível em: <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2016_.pdf>. Acesso em 25 ago. 2017.
- INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES – IBÁ. **Relatório IBÁ 2017**. Industria Brasileira de árvores. Disponível em: <http://iba.org/images/shared/Biblioteca/IBA_RelatorioAnual2017.pdf>. Acesso em 20 set. 2018.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura 2014**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/pevs/default.asp>>. Acesso em: 08 mar. 2016.
- INSTITUTO DE PESQUISAS FLORESTAIS. Descrição das Microbacias do PROMAB. Disponível em: <<http://www.ipef.br/promab/klabin-pr.asp>>. Acesso em: 07 mar. 2016.
- IROUMÉ A.; MAYEN, O.; HUBER, A. Runoff and peak flow responses to timber harvest and forest age in southern Chile. **Hydrological Processes**, v.20, n.1, p. 37-50, 2006.
- JACKSON, R. B.; JOBBÁGY, E. G.; AVISSAR, R.; ROY, S. B.; BARRETT, D. J.; COOK, C. W.; FARLEY, K. A.; LE MAITRE, D. C.; MCCARL, B. A.; MURRAY, B. C. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. **Science**, v. 310, n. 5756, p. 1944–1947, 2005.
- 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.
- LASSABATÈRE, L.; ANGULO-JARAMILLO, R.; SORIA, J. M.; CUENCA, R.; BRAUD, I.; HAVERKAMP, R. Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments - BEST. **Soil Science Society of American Journal**, v.70, p.521-532, 2006.
- LIMA, W. P. Efeitos hidrológicos do manejo de florestas plantadas. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006. p. 89-106.
- LIMA, W.P.; LAPROVITERA, R.; FERRAZ, S.F.B.; RODRIGUES, C.B.; SILVA, M.M. 2012. Forest plantations and water consumption: a strategy for hydrosolidarity. **International Journal of Forestry**, p.1-9, 2012.
- LUCE, C. H.; WEMPLE, B. C. Introduction to special issue on hydrologic and geomorphic effects of forest roads. **Earth Surface Process and Landforms**, Chichester, v. 26, p. 111-113, 2001.

- LYNE, V. D.; HOLLICK, M. Stochastic time-varying rainfall-runoff modelling. In: Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium, Peth. **Institution of Engineers**, p. 89-92, 1979.
- MAACK, R. Notas preliminares sobre clima, solos e vegetação do Estado do Paraná. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**, Curitiba, v.2, p. 102-200, 1948.
- NEARY, D. G.; ICE, G. G.; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 2009.
- OLSZEWSKA, M.; SMAL, H. The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy postarable soils on their selected properties. I. Physical and sorptive properties. **Plant and Soil**, Amsterdam, v. 305, p. 157-169, 2008.
- PRICE, K. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: a review. **Progress in Physical Geography**. v.35, p. 465-492, 2011.
- RODRIGUES, V. A.; TARJUELO, J. M.; LUCAS-BORJA, M. E.; CANALES, A. R.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Interceptação da precipitação pelas copas em *Pinus halepensis* Mill Albacete -Espanha. **Irriga**, v. 21, n.4, p. 736-749, 2016.
- SCHNEIDER, M.K.; BRUNNER, F.; HOLLIS, J.M.; STAMM, C. Towards a hydrological classification of European soils: Preliminary test of its predictive power for the base flow index using river discharge data. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 1501–1513, 2007.
- SCOTT, D. F., On the hydrology of industrial timber plantations. **Hydrological Processes**, v.19, n. 20, p. 4203-4206, 2005.
- SMAKHTIN, V. U. A concept of pragmatic hydrological times series modelling a its application in South African context, Ninth South African National Hydrology Symposium: 29-30, November, p. 1-11, 1999.
- SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: A review. **Journal of Hydrology**. v. 240, n. 3-4, p. 147–186, 2001.
- SUN, G.; RIEDEL, M.; JACKSON, R.; KOLKA, R.; AMATYA, D.; SHEPARD, J. Influences of management of Southern forests on water quantity and quality. Southern forest science: past, present, and future, v. GTR SRS-75, p. 195-224, 2004.
- TOREZAN, J. M. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI, M. et al., (eds.) **A bacia do rio Tibagi**. Londrina, 2002, p. 103-124.
- TUCCI, C. E. M. Coeficiente de escoamento e vazão máxima de bacias urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, p. 61-68, 2000.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: Ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2009. 944p.

- VALENTE, O; GOMES, E. **Conservação de Nascentes: hidrologia e Manejo de Bacias Hidrográficas de Cabeceiras**. Editora Aprenda Fácil, Viçosa, 2005.
- VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. J.; Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**. v. 251, n.1-2, p. 1-9, 2007
- VERTESSY, R. A.; WATSON, F. G. R.; O'SULLIVAN, S.K. Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1-3, p. 13-26, 2001.
- WALTER, M. T.; WALTER M. F.; BROOKS E. S.; STEENHUIS T. S.; BOLL, J.; WEILER, K. R. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 55, p. 277-284, 2000.
- ZAKIA, M. J. B.; FERRAZ, S, F. B.; RIGHETTO, A, M.; LIMA, W. P. Delimitação da Zona Ripária em uma microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006. p. 89-106.
- ZHANG, L.; DAWES W.R.; WALKER, G.R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchments scale. **Walter Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701-708, 2001.

Anexo

ANEXO 2A – Número de dias com falhas para cada ano de coleta dos dados, o método utilizado para o preenchimento das falhas e equação usada em cada período para o método da regressão na MBFPP.

Microbacia	Ano	Número de dias com falhas	Método	Equação
MBFPP	2007	49	Regressão	$y = 0,2251x + 2,598$
	2008	20	Regressão	$y = 0,1602x + 1,9455$
	2009	21	Regressão	$y = 0,0146x + 0,204$
	2010	6	Manual	--
	2011	--	--	--
	2012	47	Regressão	$y = 0,2293x + 7,2712$
	2013	68	Regressão	$y = 0,2949x + 11,752$
	2014	48	Regressão	$y = 0,2758x + 3,5807$
	2015	42	Regressão	$y = 0,3715x + 7,0763$
	2016	--	--	--
	2017	39	Regressão	$y = 0,0211x + 0,2611$

ANEXO 2B - Número de dias com falhas para cada ano de coleta dos dados, o método utilizado para o preenchimento das falhas e equação usada em cada período para o método da regressão na MBFN.

Microbacia	Ano	Número de dias com falhas	Método	Equação
MBFN	2007	--	--	--
	2009	36	Regressão	$y = 1,2826x + 1,5009$
	2010	1	Manual	--
	2011	41	Regressão	$y = 0,1306x + 4,5398$
	2012	10	Regressão	$y = 0,1642x + 3,0141$
	2013	43	Regressão	$y = 0,0747x + 1,4304$
	2014	15	Regressão	$y = 0,2206x + 3,0822$
	2017	--	--	--

ANEXO 2C – Ensaio de infiltração pelo método BEST e coleta de amostra indeformada do solo.

MBFPP

MBFN

Coleta da amostra indeformada de solo

ANEXO 2D – Análise granulométrica realizada no laboratório.

ANEXO 2E – Equação utilizada para o cálculo da condutividade hidráulica do solo saturado.

$$K_s = \frac{b_2}{\frac{\gamma \gamma_w}{r \alpha^*} + 1}$$

Em que: K_{ss} = condutividade hidráulica do solo saturado (mm.s^{-1});

b_2 = inclinação e intercepção da linha de regressão ajustada aos dados que descrevem as condições do estado estacionário da infiltração da água (mm.s^{-1});

γ = coeficiente de infiltração igual 0,75 (adimensional);

γ_w = constante (1,818) relacionada a forma da infiltração (adimensional);

r = raio do anel (mm);

α^* = constante igual a $0,012\text{mm}^{-1}$.

ANEXO 2F – Soma de quadrados, Graus de liberdade, Quadrados das médias, teste F e valor de p, resultantes da análise (One Way ANOVA) realizada com os índices (percentis) extraídos das curvas de permanência do deflúvio (mm) das duas microbacias hidrográficas.

Parâmetro hidrológico	Variação	Soma de Quadrados (SQ)	Graus de Liberdade	Quadrados das Médias (SQM)	F	p
Deflúvio	Entre grupos	45,81	11	4,16	2,673	0,053
	Dentro do grupo	18,69	12	1,56		
	Total	64,51	23	0,05		

ANEXO 2G – Soma de quadrados, Graus de liberdade, Quadrados das médias, teste F e valor de p, resultantes da análise estatística (ANOVA) realizada com os parâmetros hidrológicos das duas microbacias hidrográficas.

Parâmetros hidrológicos	Variação	Soma dos Quadrados (SQ)	Graus de Liberdade	Quadrados das Médias (SQM)	F	p
Rendimento hídrico	Entre grupos	0,14	1	0,14	20,01	0,0003
	Dentro do grupo	0,12	18	0,01		
	Total	0,26	19	0,0003		
BFI anual	Entre grupos	10,45	1	10,45	0,23	0,63
	Dentro do grupo	802,64	18	44,59		
	Total	813,09	19	0,64		
Escoamento direto (Q _d anual)	Entre grupos	10,49	1	10,49	0,24	0,63
	Dentro do grupo	803,54	18	44,64		
	Total	814,03	19	0,64		
Coeficiente de escoamento (Ca)	Entre grupos	0,02	1	0,02	21,72	0,0002
	Dentro do grupo	0,02	18	0,001		
	Total	0,04	19	0,0003		
Flashiness	Entre grupos	0,013	1	0,01	2,898	0,1059
	Dentro do grupo	0,081	18	0,004		
	Total	0,094	19	0,11		

3. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS VARIÁVEIS DE AFLUÊNCIA EM MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS COM COBERTURAS FLORESTAIS

Resumo

Com as mudanças do uso do solo e o aumento das discussões sobre a disponibilidade de água, surge a necessidade de preservar áreas que são importantes para a manutenção de funções hidrológicas, principalmente para a regulação e provisão de água em quantidade e com qualidade. As áreas variáveis de afluência (AVAs) são hidrologicamente importantes e sensíveis às mudanças do uso do solo. As AVAs são áreas onde o solo satura durante a precipitação, e que têm uma dinâmica de expansão durante o evento de chuva e contração quando para de chover, além de serem as áreas responsáveis pela geração de escoamento direto de áreas saturadas. Mesmo com esse comportamento dinâmico e distinto, o conceito de AVAs é pouco conhecido e não são consideradas no planejamento do uso do solo. Diante disso, o objetivo do trabalho foi avaliar metodologias de caracterização das AVAs em microbacia coberta por floresta plantada de *Pinus* spp. e em microbacia hidrográfica com floresta nativa. Para isso, foi utilizado o conceito de índice topográfico (IT), para delimitar as AVAs, e para validar foram usadas duas metodologias: a frequência de saturação do solo e o método da relação escoamento direto-precipitação. Os maiores valores de índice topográfico (IT) foram encontrados próximos aos cursos d'água e em alguns canais de acumulação de fluxo, com IT médio de 5,1 para a microbacia com floresta plantada de *Pinus* e 4,6 para a microbacia com floresta nativa. O método da frequência de saturação mostrou que as AVAs ocupam 18,5% da área total, e o método da razão escoamento direto-precipitação as AVAs correspondem a 5,9% da área da microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. Já na microbacia com floresta nativa os resultados foram 13% e 10,2%, respectivamente. O método de delimitação das AVAs por meio da frequência de saturação apresentou os melhores resultados. O método da razão escoamento direto-precipitação subestimou a quantidade de AVAs, principalmente na microbacia com floresta plantada de *Pinus*. Na avaliação espaço-temporal foi observado que nas épocas chuvosas ocorre a expansão das AVAs, assim, é importante planejar as operações florestais para evitar a passagem de maquinários nessa época, além de evitar a construção de estradas nas áreas saturadas.

Palavras-chave: Áreas variáveis de afluência; Microbacia hidrográfica; Escoamento superficial; Índice topográfico; Potencial da água no solo

Abstract

The land-use change and the increase of discussions on the availability of water, there is a need to preserve areas that are important for the maintenance of hydrological functions, mainly for the regulation and provision of water in quantity and with quality. The variable source area (VSA) is an area hydrologically important and sensitive to changes in land use. The VSAs are areas where soil saturates during precipitation, varying over time according to lateral flow and water table, and VSAs are the areas responsible for the generation of overland flow from saturated areas. Even with this dynamic and distinct behavior, the VSA concept is little known and is not considered in land use planning and management. Therefore, the objective of this work was to evaluate methodologies for identifying the VSAs in forested catchments. For this, the concept of topographic index was used, to delimit VSAs and to validate we used two methodologies: the soil saturation frequency and the overland flow-precipitation ratio. The highest values of topographic index were found near the river and in some channels of flow accumulation, with average IT of 5,1 for the catchment covered by Pinus and 4,6 for the catchment covered by native forest. The method of saturation frequency we found that the VSAs occupy 18,5% of the total area and in the method of overland flow-precipitation ratio the VSAs correspond to 5,9% of the total area of catchment covered by forest plantation of Pinus. In the catchment covered by native forest the results were 13,2% of the total area and 10,2%, respectively. The method of saturation frequency presented the best results for VSA identification. The method of overland flow-precipitation ratio underestimated the amount of VSAs, mainly in the catchment covered by forest plantation of Pinus. In the temporal evaluation it was observed that in the rainy season the VSA expansion occurs, so it is important to plan the forest operations and to avoid the passage of machinery at that time, besides avoiding the construction of roads in these saturated areas.

Keywords: Variable Source Area, Catchments; Runoff; Topographic Index; Soil water potential

3.1. Introdução

As zonas ripárias são áreas de extrema importância do ponto de vista biológico e principalmente hidrológico. Estas áreas são responsáveis pela ocorrência de processos vitais para a manutenção da saúde das microbacias hidrográficas, principalmente dos recursos hídricos (LIMA, 1989), como a geração de escoamento direto de áreas saturadas (ZAKIA et al., 2006), no controle da temperatura da água e na manutenção da qualidade da água, devido ao efeito tampão (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997; LIMA; ZAKIA, 2000). Assim, para um efetivo planejamento e adoção de um manejo que vise à proteção e manutenção destas funções hidrológicas, é importante entender como é o funcionamento dos processos hidrológicos nessas áreas.

O escoamento superficial de áreas saturadas ocorre nas Áreas Variáveis de Afluência (AVAs), que são áreas com tendência a ficarem saturadas e que se expandem durante o evento de chuva e se contraem quando cessa a precipitação (HEWLETT; HIBBERT, 1967; DUNNE, 1970; ZAKIA et al., 2006). Geralmente, ocorrem em microbacias hidrográficas com cobertura vegetal, com relevo plano e solo raso. E dentro das microbacias comumente ocorrem, em geral, em zonas que margeiam os cursos d'água e suas cabeceiras, e nas concavidades do terreno onde convergem as zonas de fluxo (LIMA; ZAKIA, 2000; ZAKIA et al., 2006).

As AVAs desempenham papel importante nos processos hidrológicos e ecológicos, pois exercem funções importantes na geração do escoamento direto e na dinâmica dos canais (ZAKIA et al., 2006). Os conjuntos de atividades do manejo modificam a dinâmica desse processo, ao alterar os atributos físicos do solo e favorecer o aumento do volume de escoamento superficial no local e nas áreas do entorno (DAVID et al., 1994; NEARY et al., 2016). O que por consequência, tem-se o aumento dos picos de vazão, com transporte de sedimentos e poluição dos cursos d'água (PRINSLOO; SCOTT, 1999; SILVEIRA, 2002; WALTER et al., 2000).

Com esse comportamento hidrológico dinâmico e distinto na paisagem, é evidente a importância da adoção de práticas de manejo adequadas às condições intrínsecas de saturação (GORSEVSKI et al., 2008). No entanto, o conceito é pouco aplicado na prática e na tomada de decisões das atividades rurais no Brasil, incluindo a silvicultura. O planejamento das operações do manejo do solo, na maioria das vezes, não considera o conceito de escoamento superficial de áreas saturadas, por ser um conceito pouco discutido e porque a caracterização dessas áreas demanda modelagem e validação. Diante disso, surge a necessidade de estudos e o

desenvolvimento de novas técnicas de forma a facilitar a identificação e o uso no planejamento das atividades (QIU et al., 2007).

A primeira metodologia proposta para a identificação das AVAs era composta por modelagem hidrológica no software TOPMODEL e cálculo do índice topográfico (IT) (BEVEN; KIRKBY, 1979). Com o avanço da tecnologia foram desenvolvidos os sistemas de informações geográficos (SIGs), que são softwares mais acessíveis e ferramentas de fácil manuseio, o que facilitou o cálculo do Índice Topográfico. Além disso, muitos parâmetros utilizados no SIG estão disponíveis em bancos de dados, os quais são gratuitos em sua maioria, o que facilita o uso desta ferramenta e do conceito de AVAs no planejamento do uso do solo.

O índice topográfico (IT) é utilizado para indicar as áreas com maior propensão à saturação hídrica e diversos pesquisadores encontraram uma boa relação entre IT e as áreas saturadas (LYON et al., 2004; AGNEW et al., 2006; SILVA; KOBAYAMA, 2007). Entretanto, o cálculo do índice topográfico mostra distribuição das áreas que naturalmente seriam mais suscetíveis à saturação, considerando apenas os fatores físicos, como declividade, direção do fluxo e fluxo acumulado, não considerando as alterações da dinâmica da água causados pelo manejo do solo. Dessa forma, vários estudos buscaram validar a ocorrência dessas áreas em campo, correlacionando-a com os valores de IT. No Brasil, Zakia et al. (2006) utilizou espécies indicadoras de áreas saturadas para validar as zonas ripárias. Já Siefert e Santos (2015) mapearam dois tipos de vegetação, a vegetação hidrófila para delimitar as áreas que ficavam permanentemente saturadas e a vegetação higrófila para as áreas que tinham menor probabilidade de saturação. Lopez, Kursar (2003) e Muller (1997) também utilizaram tipologias vegetais na validação. Nos Estados Unidos, Agnew (2006) realizou modelagem para identificar a probabilidade de saturação de três microbacias, correlacionando com o IT.

Em algumas microbacias hidrográficas, as AVAs não ficam permanentemente saturadas e por isso não são visíveis por muito tempo, assim, há menor probabilidade de ocorrer espécies típicas de áreas saturadas, tornando inviável a utilização de tipologias vegetais na validação. Diante disso, surge a necessidade de definir uma metodologia de identificação mais acessível e de fácil manuseio, além de metodologias de validação que sejam válidas para essas áreas que têm potencial de saturação e que são geradoras de escoamento direto.

Além disso, a sensibilidade das AVAs quanto à geração de escoamento direto, no carreamento de sedimentos e suas funções ecológicas ressaltam a importância e a necessidade de desenvolver estudos visando à espacialização e à caracterização da sua dinâmica em áreas de intenso manejo do solo. Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo geral avaliar

metodologias de caracterização das áreas variáveis de afluência em duas microbacias hidrográficas.

Para tanto, destacam-se os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar metodologias de identificação das áreas variáveis de afluência em duas microbacias hidrográficas;
- Avaliar a variação espacial e temporal das áreas variáveis de afluência em duas microbacias hidrográficas.

3.2. Material e métodos

3.2.1. Localização e caracterização da área de estudo

A localização e a caracterização da área de estudo foram descritas no capítulo 2, itens: 2.2.1 e 2.2.2.

3.2.2. Base de dados

3.2.2.1. Precipitação

Os dados de precipitação e vazão são provenientes do Programa Cooperativo sobre Monitoramento e Modelagem de Bacias Hidrográficas (PROMAB - IPEF) e as séries históricas de dados utilizadas neste estudo correspondem ao período de janeiro de 2006 a agosto de 2018.

Os dados pluviométricos foram coletados por meio de pluviômetros automáticos da marca Campbell, instalados nas duas microbacias hidrográficas, sendo que os dados são registrados em intervalos de 10 minutos. O pluviômetro da MBFPP está localizado aproximadamente a quatro metros da estação linimétrica. E o pluviômetro da MBFN se localiza a uma distância de aproximadamente um quilômetro da estação linimétrica.

3.2.2.2. Modelo digital do terreno

O modelo digital do terreno foi obtido a partir do processamento de dados coletados por meio do sistema *Light Detection and Ranging* (LiDAR). O voo foi realizado em maio de 2012 e os equipamentos utilizados foram: Sensor LiDAR Harrier 68i da Trimble, com sistema

Inercial Applanix (IMU + GPS) modelo POS AV 150, Aeronave da marca CESSNA e modelo 206. A altura do voo foi variável para cada faixa e o ângulo de escaneamento foi de 60° (-30° a 30°) e a densidade de pontos foi de 4 pontos/m². O sistema de georreferenciamento utilizado foi SIRGAS 2000 e a projeção Universal Transversa de Mercator (UTM). Para o processamento da nuvem de pontos coletados foram utilizadas as ferramentas do software LAStools (ISENBURG, 2016).

O processamento foi realizado em três etapas: aferição, preparação e produtos. Na etapa de aferição fez-se a conferência da classificação dos pontos, a checagem das linhas de voo para detectar sobreposição nas faixas de escaneamento, ou se ficou algum trecho sem coleta de dados. Nessa etapa ainda foi realizada a classificação por meio de histograma dos pontos, dividindo-se em classes de coordenadas e elevação, com mínimos e máximos das coordenadas, computando a quantidade de pontos dentro de cada limite e a densidade média de pontos. Na etapa preparação foram definidos o sistema de coordenadas geográficas e o datum. Os pontos de solo foram classificados como solo e os pontos *outliers* foram classificados também. Posteriormente, foi atribuído à altura dos pontos em relação ao solo e eliminados os pontos considerados ruídos, ou seja, os pontos que se encontravam fora dos limites estabelecidos. Após esta etapa, foram classificadas as alturas da vegetação. Na etapa produtos, foram processados os modelos digitais do terreno e da declividade com resolução espacial de 0,50 x 0,50 m (ISENBURG, 2016).

O modelo digital do terreno foi usado para o cálculo do índice topográfico.

3.2.2.3. Índice topográfico

Para a caracterização da distribuição espacial das áreas mais propensas a atingirem o estado de saturação hídrica do solo, foi utilizado o índice topográfico (IT). O qual foi fundamentado na similaridade hidrológica, onde locais com os mesmos valores de índice topográfico (IT) apresentam comportamento hidrológico semelhante (BEVEN; KIRKBY, 1979). Este índice é uma relação entre a área de contribuição e a declividade; dessa forma, quando a área possui relevo plano e uma grande área de contribuição, o índice topográfico terá um maior valor. Assim, quanto maior o valor do índice topográfico, maior será a propensão de a área atingir o estado de saturação e apresentar um maior volume de umidade do solo (LYON et al., 2004).

Para o cálculo do índice topográfico foi utilizada a equação proposta por Beven e Kirbky (1979), que consiste em uma razão logarítmica entre a área de contribuição e a declividade do terreno (Equação 8).

$$\lambda = \ln \left(\frac{\alpha}{\tan(\beta)} \right) \quad (8)$$

Em que:

λ = índice topográfico

α = área de contribuição de cada pixel (metros)

β = declividade da vertente (graus radianos)

A área de contribuição foi calculada por meio do algoritmo proposto por Tarboton (1997), que permite o cálculo usando direções infinitas. Esse cálculo foi realizado no TauDEM, uma extensão do *software* ArcGis. A declividade da vertente também foi calculada no *software* ArcGIS.

3.2.2.4. Potencial matricial da água no solo

Para entender a dinâmica da água no solo, principalmente na saturação do solo, foi feito o monitoramento do potencial matricial da água no solo. Quando o solo está com alta umidade a saturado, apresenta um potencial matricial no intervalo de 0 a -10 kPa, pode ocorrer escoamento superficial. Ademais, considerou-se o valor de potencial matricial -10 kPa, porque é o valor de potencial na capacidade de campo para vários solos tropicais (REICHARDT, 1988; HODNETT et al., 1995).

Para a medição do potencial matricial da água no solo foram selecionados transectos com gradientes topográficos. Para tanto, foram instalados sensores elétricos (Dielectric Sensors MPS-2), conectados a *dataloggers* (Em50) que registraram e armazenaram os dados (ANEXO 3A).

Ao longo do transecto de cada microbacia hidrográfica foram instalados 10 sensores, sendo que, em cada ponto foram instalados dois sensores em profundidades de 10 cm e 20 cm da superfície do solo. Os sensores foram instalados com distância de 2 metros (Figuras 17 e 18).

Os dados foram coletados em intervalos de 15 minutos por um ano: agosto de 2017 a agosto de 2018.

Figura 17. Localização dos sensores de potencial matricial da água no solo (MPS-2) na microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP).

Figura 18. Localização dos sensores de potencial matricial da água no solo (MPS-2) na microbacia com floresta nativa (MBFN).

3.2.2.5. Preenchimentos das falhas

Na coleta dos dados de potencial ocorreram problemas de funcionamento dos equipamentos, causando falhas no banco de dados. O preenchimento dessas falhas foi realizado utilizando a média dos valores correspondentes aos sensores que estavam localizados em índices topográficos semelhantes.

3.2.3. Análise dos dados

3.2.3.1. Modelagem e validação das áreas variáveis de afluência

3.2.3.1.1. Índice topográfico

Para a visualização da distribuição espacial do índice topográfico foram gerados mapas com os valores calculados e obtidas as proporções de área da microbacia para cada valor de índice topográfico.

Na literatura não foi encontrado um critério para a definição do valor limite do índice topográfico e não há um valor global para todas as microbacias hidrográficas, pois isso é inviável. Os parâmetros utilizados no cálculo do IT são físicos e diferentes para cada microbacia hidrográfica. Além disso, a possibilidade de saturação varia de acordo com o regime de precipitação. Diante disso, o valor limite de IT foi definido por meio de dois métodos: análise da frequência do tempo em que solo tem potencial matricial com tendência à saturação e o método da razão escoamento direto-precipitação, usando a proporção do escoamento direto gerado em um evento de chuva.

3.2.3.1.2. Delimitação das áreas variáveis de afluição pela frequência de saturação

Para caracterizar a saturação do solo em cada microbacia hidrográfica foram feitos gráficos com os valores de potencial e histogramas com a frequência que o solo ficou saturado. Para isso, considerou-se o intervalo de potencial 0 a -10 kPa, pois o solo apresenta esses valores de potencial quando fica de úmido a saturado e pode ocorrer escoamento superficial. Ademais, considerou-se o valor de potencial matricial -10 kPa, porque é o valor de potencial na capacidade de campo para vários solos tropicais (REICHARDT, 1988; HODNETT et al., 1995).

Para a delimitação das AVAs foram considerados os locais que ficaram saturados mais de 30% do tempo ao longo do ano. Esse valor de probabilidade de saturação no tempo foi considerado por outros autores para a delimitação das AHS (áreas hidrologicamente sensíveis) que são áreas dentro das AVAS que possuem maior probabilidade de geração de escoamento superficial de áreas saturadas e que podem transportar poluentes até os cursos d'água (WALTER et al., 2000). Para o cálculo da frequência de saturação foram considerados os valores médios diários do potencial matricial para cada ponto de coleta. E os valores médios de potencial entre as duas profundidades

Para a análise espacial das AVAs foram selecionados os meses de janeiro, abril e outubro, por apresentarem variações na quantidade de áreas com probabilidade de saturação hídrica.

3.2.3.1.3. Delimitação das áreas variáveis de afluição pela relação entre o escoamento direto e a precipitação por evento de chuva

O método do escoamento direto-precipitação foi realizado utilizando a relação entre a precipitação e a quantidade de escoamento direto por evento de chuva, onde se considerou que a razão entre o escoamento direto e a precipitação (Qd/P) é equivalente à área saturada e que contribui com a geração de escoamento direto em microbacias com cobertura florestal (HEWLETT; HIBBERT, 1967; THOMAS et al., 2016). Assim, para estabelecer essas áreas foram selecionados os maiores valores de índice topográfico e que representassem a maior porcentagem (Qd/P) encontrado nas hidrógrafas selecionadas (LIMA et al., 2012).

A metodologia usada para a separação do escoamento direto e o escoamento base em eventos de chuva foi baseada na metodologia proposta por Hewlett e Hibbert (1967), a qual consiste na separação do escoamento base do escoamento por meio de uma linha projetada no início do evento de chuva com inclinação de $0,5 \text{ L.s}^{-1}.\text{km}^2.\text{h}^{-1}$ até cruzar a linha da hidrógrafa após a redução do fluxo. Para a separação dos eventos considerou-se aqueles que tinham um intervalo de pelo menos duas horas sem registro de chuva (GERMER et al., 2006). Assim, foram selecionados nove eventos de chuva típicos para cada microbacia hidrográfica, considerando as séries históricas de precipitação e vazão disponíveis para as microbacias nos anos mais chuvosos (2009, 2013, 2015) para as duas microbacias, 2011 apenas para a MBFN e 2017 apenas para a MBFPP.

O valor considerado para a delimitação das áreas foi o maior valor encontrado na relação deflúvio e precipitação (Qd/P) dentro dos nove eventos de chuva.

Para a análise da variação espacial das AVAs foram selecionados três meses (janeiro, abril e outubro), para exemplificar a dinâmica das áreas com probabilidade de saturação hídrica.

3.3. Resultados

3.3.1. Precipitação

Na MBFPP, a precipitação média anual da série histórica (setembro a agosto) é de 1811 mm, entretanto, no ano de coleta, de setembro de 2017 a agosto de 2018, a precipitação anual foi 1440 mm (Figura 19). Sendo que, no mês de setembro de 2017 choveu menos de 30% da média da série histórica. No período de abril a julho de 2018 choveu 103 mm, e a precipitação média histórica para esse período é 538 mm (Figura 19).

Na MBFN, a precipitação média anual da série histórica é 1740 mm, e no ano da coleta de dados, choveu 1415 mm (Figura 19). De abril a julho de 2018 choveu menos de 20% do volume da série histórica (Figura 19).

Figura 19. Precipitação média mensal dos dados sa série histórica e precipitação do ano de coleta dos dados (setembro de 2017 a agosto de 2018. Sendo: A) Microbacia com floresta planta de *Pinus* spp. (MBFPP) e B) Microbacia com floresta nativa (MBFN).

3.3.2. Caracterização das áreas variáveis de afluência

3.3.2.1. Índice topográfico (IT)

O índice topográfico da MBFPP variou de 0 a 22,5, com IT médio igual a 5,1 (Figura 20). Os valores de IT da MBFN variaram de 0 a 16,5, com IT médio de 4,6 (Figura 20).

Figura 20. Distribuição espacial do Índice Topográfico (IT) nas duas microbacias hidrográficas. Sendo: A) Microbacia com floresta planta de *Pinus* spp. (MBFPP) e B) Microbacia com floresta nativa (MBFN).

A distribuição dos valores de índice topográfico (IT) na MBFPP mostrou que 98% da área microbacia possui IT no intervalo de 1 a 10. O IT igual a 6 é o que possui maior extensão de áreas dentro da microbacia e menos de 1% da área possui IT maior que 13 (Figura 21). Na MBFN a distribuição dos valores de IT pela área da microbacia mostrou que 98% da microbacia possui IT no intervalo de 1 a 9 e 0,8% da microbacia possui IT maior que 10 (Figura 21).

Figura 21. Proporção de cada valor do índice topográfico na microbacia com floresta planta de *Pinus* spp. (MBFPP) e na microbacia com floresta nativa (MBFN).

3.3.1. Delimitação das áreas variáveis de afluência

3.3.1.1. Delimitação por meio do método da frequência de saturação

3.3.1.1.1. Microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP)

Os valores de potencial matricial encontrados nas duas profundidades de 10 e 20 cm variaram de 0 a -350 kPa, no entanto, na Figura 22 foram ilustrados os valores no intervalo de 0 a -100 kPa. Na Figura 22 ainda é possível observar a precipitação diária e o potencial matricial médio diário.

Figura 22. Variação temporal do potencial matricial da água no solo para os cinco sensores nas profundidades: 10 cm e 20 cm, respectivamente, na microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp (MBFPP).

Analisando a frequência mensal de saturação do solo observou que o mês de janeiro foi o mês que todo o transecto ficou com o solo saturado. O período de outubro a março foi a época com maior frequência de saturação, principalmente dos pontos 1 e 2. Nos meses de maio, julho e setembro o solo ficou seco a maior parte do tempo, com potencial matricial menor que -100 kPa (Figura 23).

Figura 23. Distribuição mensal da frequência de saturação (%) dos locais onde foram instalados os sensores na microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp (MBFPP).

Os valores do índice topográfico dos locais onde foram instalados os sensores, a frequência de saturação do solo e a média de saturação entre as duas profundidades na MBFPP são apresentadas na Tabela 12. Os três primeiros pontos de coleta, com índice topográfico maiores que 10, apresentaram maior frequência de saturação quando comparado com os outros pontos. O ponto 1 permaneceu 60,7% do tempo saturado, o ponto 2 permaneceu 47%, o ponto 3 ficou 44,7% o ponto 4 ficou 37,4% e o ponto 5 com 31,4% do tempo (Tabela 12).

Tabela 12. Valores de índice topográfico, frequência de saturação e média anual da frequência de saturação entre as duas profundidades na microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp (MBFPP).

Sensor	IT	Média da frequência de saturação no ponto (%)
S1	16,5	60,7
S2	11,4	47,0
S3	12,4	44,7
S4	7,8	37,4
S5	7,0	31,4

Diante dos resultados da frequência de saturação, considerou-se que todo o transecto apresenta solo com suscetibilidade à saturação, pois a frequência foi maior do que 30%. O valor do índice topográfico 7 foi considerado o valor limite para a delimitação das áreas com suscetibilidade à saturação na MBFPP.

Na Figura 24 é possível visualizar a distribuição das áreas suscetíveis à saturação hídrica por meio da frequência de saturação do ano. Sendo que as AVAs se encontram próximas ao curso d'água e dos canais tributários e corresponde a 18,5% (25 ha) da área total da microbacia.

Figura 24. Distribuição espacial das áreas variáveis de afluência na microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP).

Na figura 25 observa-se a variação espacial das áreas saturadas na MBFPP durante três momentos específicos (janeiro, abril e outubro) e que apresentaram diferença na frequência de saturação. As AVAS correspondem a 18,5%, 0,1% e 9,8% da área total da microbacia, para os meses de janeiro, abril e outubro, respectivamente.

Figura 25. Variação espacial das áreas variáveis de afluência em três momentos específicos (abril, outubro e janeiro) na frequência de saturação da microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP).

3.3.1.1.2. Microbacia hidrográfica com floresta nativa (MBFN)

Na MBFN, os valores de potencial matricial encontrados nas duas profundidades de 10 e 20 cm variaram de 0 a -2000 kPa na MBFN. No entanto, na Figura 26 foram ilustrados os valores no intervalo de 0 a -100 kPa. Na Figura 26 ainda é possível observar a precipitação diária e o potencial matricial médio diário.

Figura 26. Variação temporal do potencial matricial da água no solo para os cinco sensores nas profundidades: 10 cm e 20 cm, respectivamente, na microbacia com floresta nativa (MBFN).

Analisando a frequência de saturação do local onde estão instalados os sensores observou-se que o mês de janeiro foi o mês no qual grande parte do transecto ficou com o solo saturado. O período de novembro a fevereiro a frequência de saturação foi maior, sendo que os pontos 1 e 2 foram os que apresentaram maior frequência nesse período e nos demais meses. Nos meses como: maio, julho e setembro não foram observados saturação do solo no transecto (Figura 27).

Figura 27. Distribuição mensal da frequência de saturação (%) dos locais onde estão instalados os sensores na microbacia com floresta nativa (MBFN).

Os valores do índice topográfico dos locais onde foram instalados os sensores e a frequência de saturação do solo e a média de saturação entre as duas profundidades mensuradas na MBFN são apresentadas na Tabela 13.

Os dois primeiros pontos de coleta apresentaram uma maior frequência de saturação quando comparados com os outros locais, permanecendo mais de 30% do tempo com o solo saturado. O ponto 1 permaneceu 51,2% do tempo saturado e o ponto 2 foi 40,7% do tempo. O ponto 3 apresentou frequência de saturação (23%). E os pontos 4 e 5 apresentaram uma frequência de 24,2% e 21,1%, respectivamente (Tabela 13).

Tabela 13. Valores de índice topográfico, frequência de saturação e média da frequência de saturação entre as duas profundidades na microbacia com floresta nativa (MBFN).

Sensor	IT	Média da frequência de saturação no ponto (%)
S1	12,6	51,2
S2	7,0	40,7
S3	6,1	23,0
S4	4,5	24,2
S5	4,1	21,1

Diante dos resultados da frequência, considerou-se o valor 7 do índice topográfico como limite para o solo com suscetibilidade a saturação, pois apenas os primeiros pontos apresentaram frequência maior que 30%, e o menor valor de IT para esses pontos foi 7.

Na Figura 28 é possível visualizar a distribuição das áreas suscetíveis a saturação hídrica ($IT > 7$), sendo que estas áreas se encontram próximas ao curso d'água e nos canais tributários. A área encontrada corresponde a 13,2% (5 ha) da área total da MBFN.

Figura 28. Distribuição espacial das áreas variáveis de afluência na microbacia com floresta nativa (MBFN).

A variação espacial das áreas saturadas para a MBFPP em três momentos específicos (janeiro, abril e outubro) e que apresentaram diferença na frequência de saturação pode ser visualizada na Figura 29. No mês de janeiro as AVAs corresponderam a 13,2% da área, no mês de abril as AVAs ocorreram em 0,1% da área total, e no mês de outubro esse valor foi de 13,2% da área total.

Figura 29. Variação espacial das áreas variáveis de afluência em três momentos específicos (Janeiro, Abril e Outubro) na frequência de saturação da microbacia com floresta nativa (MBFN).

3.3.1.2. Delimitação pelo método da relação entre o escoamento direto e a precipitação por evento de chuva

Na tabela 14 é possível visualizar os eventos de chuva selecionados para o método da relação escoamento direto e precipitação. A maior proporção de escoamento direto encontrada foi 5,9% (Tabela 14). Assim, esse valor foi considerado como a proporção de área da microbacia que mais contribui para a geração de escoamento direto. A área mínima encontrada foi 1,2% da área total e área média foi 3,7%.

Exemplo das hidrógrafas com a separação dos escoamentos se encontra em anexo (ANEXO 3B).

Tabela 14. Resultados da relação escoamento direto e precipitação para nove eventos de chuva selecionados no período de monitoramento na microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP), sendo que: P= precipitação, Qd = escoamento direto, Qd/P = razão entre escoamento direto e precipitação.

Data	Precipitação (mm)	Qd (mm)	Qd/P (%)
1	124,5	4,08	3,3
2	46,0	2,3	5,0
3	61,0	2,1	3,4
4	5,6	0,2	3,8
5	20,5	1,2	5,9
6	10,0	0,3	3,0
7	15,5	0,2	1,2
8	85,0	2,9	3,4
9	19,5	1,0	4,9
Média	34,8	1,3	3,7

Na delimitação das áreas suscetíveis à saturação pelo método da relação entre precipitação e escoamento direto, foi encontrado um valor limite de 9,1 para o IT. Estes valores ocorrem em 8 hectares da microbacia. A distribuição das áreas suscetíveis à saturação hídrica ($IT > 9,1$) pode ser visualizada na Figura 30.

Figura 30. Distribuição espacial das áreas variáveis de afluência delimitada pelo método da hidrógrafa na microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp (MBFPP).

A distribuição espacial das áreas variáveis de afluência nos três momentos (Janeiro, Abril e Outubro) específicos pode ser visualizada na Figura 31. Sendo que, no mês de janeiro as AVAs corresponderam a 4,9% da área (6,7 ha), no mês de abril a AVA correspondia a 3,3% da área total (4,5 ha), e no mês de outubro esse valor foi 5% (6,8 ha).

Figura 31. Variação espacial das áreas variáveis de afluência em três momentos específicos (Janeiro, Abril e Outubro) na frequência de saturação da microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp. (MBFPP).

A maior proporção de escoamento direto encontrada na MBFN foi de 10,2% (Tabela 15). Assim, esse valor foi considerado como a proporção de área da microbacia que contribui para a geração de escoamento direto. Sendo que a área mínima foi 2,9%. E a área média foi 6,9%.

Exemplo das hidrógrafas com a separação do escoamento direto se encontra em anexo (ANEXO 3C).

Tabela 15. Resultados das hidrógrafas para os nove eventos de chuva selecionados no período de monitoramento na microbacia com floresta nativa, sendo que: P= precipitação, Qd = escoamento direto, Qd/P = razão entre escoamento direto e precipitação.

Data	Precipitação (mm)	Qd (mm)	Qd/P (%)
1	33,5	1,5	4,5
2	25,0	2,3	9,2
3	103	7,6	7,3
4	43,6	4,5	10,2
5	5,3	0,3	6,5
6	20,5	1,9	9,0
7	87,3	5,5	6,3
8	12,4	0,4	2,9
9	70,8	4,5	6,3
Média	34,5	2,5	6,9

Na delimitação das áreas suscetíveis a saturação pelo método escoamento direto-precipitação, foi encontrado um valor limite de 7,3 para o IT, o que corresponde a 4 hectares da microbacia. A distribuição das áreas suscetíveis a saturação hídrica ($IT > 7,3$) pode ser visualizada na Figura 32.

Figura 32. Distribuição espacial das áreas variáveis de afluência delimitada pelo método da hidrógrafa na microbacia com floresta nativa (MBFN).

A distribuição espacial das AVAs da MBFN nos três momentos (Janeiro, Abril e Outubro) pode ser visualizada na Figura 32. Sendo que as AVAs corresponderam a 5,9% (2,3 ha), 4,5% (1,7 ha) e 6,3% (2,5 ha), para os meses de janeiro, abril e outubro, respectivamente (Figura 33).

Figura 33. Variação espacial das áreas variáveis de afluência em três momentos específicos (Janeiro, Abril e Outubro) na frequência de saturação na microbacia com floresta nativa (MBFN).

3.3.1.3. AVAS e o uso do solo da microbacia com floresta plantada de *Pinus* spp.

Na microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp., 86% das áreas variáveis de afluência estão localizadas em áreas com plantios de *Pinus* spp., 1,3% nas estradas e 12,7% na vegetação nativa, de acordo com os resultados encontrados por meio do método da frequência de saturação do solo (Tabela 16). No método da relação escoamento direto-precipitação 74,4% estão nas áreas com plantios de *Pinus* spp., 1,1% nas estradas (1,1%) e 24,5% na área coberta com vegetação nativa (Tabela 17).

Tabela 16. Uso e ocupação do solo nas áreas variáveis de afluência na microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp. utilizando o método da frequência de saturação do solo.

Usos do solo	Área (ha)	Área (%)
Floresta plantada de <i>Pinus</i> spp.	21,5	86,0
Floresta nativa	3,2	12,7
Estradas	0,3	1,3
Total	25,0	100,0

Tabela 17. Uso e ocupação do solo nas áreas variáveis de afluência na microbacia hidrográfica com floresta plantada de *Pinus* spp. utilizando o método escoamento direto-precipitação.

Usos do solo	Área (ha)	Área (%)
Floresta plantada de <i>Pinus</i> spp.	5,6	69,5
Floresta nativa	2,2	27,1
Estradas	0,3	3,4
Total	8,0	100,0

Na microbacia com floresta nativa as áreas variáveis de afluência se encontram em áreas cobertas por floresta nativa.

3.4. Discussão

Nas duas microbacias hidrográficas, a distribuição espacial do IT mostrou que os menores valores de IT correspondem às áreas mais declivosas das duas microbacias e juntos aos divisores de água, portanto, geomorfologicamente essas áreas não tem características que favoreçam a saturação hídrica. Os maiores valores de IT foram encontrados nas áreas mais próximas aos cursos d'água e nas depressões do terreno. Já os valores intermediários foram encontrados nos canais de acumulação de fluxo. Resultados semelhantes foram encontrados por Hung et al., (2017) em uma bacia hidrográfica localizada na mesma região de estudo.

Na MBFPP, os valores de IT variaram de 0 a 23, sendo que a maior parte das áreas se encontram com valores de IT médio (5 a 6) e poucas áreas com IT maiores que 10. Já na MBFN, os valores de IT variaram entre 0 e 17, com IT médio 4,7 e máximo de 17, valores esses menores do que os encontrados na MBFPP, o que pode ter ocorrido devido a maior declividade do terreno da MBFN. O índice topográfico é em função da declividade; assim, quanto maior a

declividade menor será o índice topográfico (BEVEN; KIRBY, 1979; BUCHANAN et al., 2014), o que corrobora com os resultados encontrados.

Além disso, foi possível perceber na Figura 19 modificações do relevo na MBFPP, o que foi possível observar devido à resolução do modelo digital do terreno, que era de um metro. De acordo com Thomas et al. (2016), ao usar MDTs de alta resolução obtidos por sistema LiDAR, as modificações no terreno são mais perceptíveis, além de possibilitar a visualização de locais que podem representar pontos de geração de escoamento ou pontos de conectividade hidrológica, como foi possível observar nas estradas da MBFPP. Na Figura 17, é possível observar que pontos localizados nas estradas possuem índice topográfico maiores que os valores encontrados no entorno, além disso, esses pontos estão conectados com outros pontos e estes formam canais de acumulação de fluxo. As estradas desviam ou mudam o percurso natural da água ao alterar o padrão da dinâmica da água no solo, ao interceptar as gotas de chuva diretamente sobre sua superfície, além de interceptar o movimento da água sub-superficial morro abaixo, o que favorece a concentração do fluxo de escoamento superficial (GUCINSKI et al., 2000; FONTANA et al., 2007).

Quanto à delimitação das áreas variáveis de afluência, essas variaram entre as microbacias hidrográficas e entre as metodologias utilizadas.

No método da frequência de saturação, a MBFPP apresentou uma maior proporção de área variável de afluência, 18,5% da microbacia, enquanto que na MBFN as AVAs ocorreram em 13,2% da área total da microbacia. De acordo com Dickinson & Whiteley (1970), as AVAs podem variar de 1 a 50% da área total da microbacia, pois depende da quantidade e intensidade da precipitação. Além disso, os fatores topográficos e pedológicos são fatores que também influenciam na dinâmica das áreas saturadas, além dos valores de IT serem dependentes da resolução do modelo digital do terreno e a probabilidade de saturação dependentes das condições hidrológicas locais (SIEFERT; SANTOS, 2015). Assim, os valores encontrados foram resultantes das características do relevo, do solo e dos eventos de chuvas de cada microbacia. Tais características influenciaram na umidade do solo e na frequência de saturação.

Na MBFPP, o solo permaneceu úmido por mais tempo que na MBFN. Além disso, no período chuvoso todo o transecto da MBFPP permaneceu saturado, enquanto que no transecto da MBFN, ocorreram variações e apenas os quatro primeiros metros ficaram saturados por mais tempo. Na MBFN, foi possível perceber ainda que, após poucos dias sem chuva, a umidade do solo reduzia-se rapidamente e o potencial matricial do solo ficava muito baixo (valores negativos elevado). Essa variabilidade pode ser explicada pelas características físicas e pelo tipo de solo encontrado em cada microbacia. A MBFPP apresenta topografia ondulada, o que

pode ter favorecido a infiltração e a percolação da água no perfil do solo, enquanto que, a MBFN possui relevo mais íngreme, com topografia forte-ondulada. Assim por ter uma declividade maior, a água do solo da MBFN tende a drenar mais rápido, dessa forma, apresentou menor umidade do solo e conseqüentemente menor frequência de saturação ao longo do ano.

Com relação ao solo da MBFPP, este possui textura argilosa, enquanto que a MBFN é composta por solo com textura franca. A capacidade de retenção de água no solo é controlada pela textura do solo (GEROY et al., 2011), dessa forma, o solo da MBFPP reteve mais água por um período maior de tempo, contribuindo na geração de escoamento superficial. Já o solo da MBFN, a maior macroporosidade permite a infiltração, mas não tem capacidade de reter a água por muito tempo (RANZINI, 1971); assim, as respostas ao evento de chuva foram imediatas.

É importante ressaltar que o ano de coleta dos dados de potencial matricial foi um ano atípico no volume de chuva para a região, com déficit de aproximadamente 350 mm. Neste ano foram observados meses onde choveu menos de 2% do que chove na média histórica, como o mês de abril de 2018 e menos de 10% como o mês de julho. As microbacias estão localizadas em uma região com alta precipitação e sem período seco definido. Assim, o comportamento observado nas duas microbacias na época menos chuvosa, pode ter ocorrido devido a essa sazonalidade. Em estudos realizados na região da Mata Atlântica foram observadas menos variações do potencial matricial do solo na época seca (GROPPO 2010; SALEMI et al., 2012).

Não foram encontrados estudos que validaram as AVAs utilizando a frequência de saturação por meio de coleta de potencial matricial da água no solo, geralmente os estudos modelam e calculam a probabilidade de saturação da área sem validação em campo (WALTER et al., 2000; AGNEW et al., 2006; SIEFERT; SANTOS, 2015). Já outros estudos validaram com a vegetação encontrada na área, utilizando a amostragem e inventário de espécies típicas e que só ocorrem em áreas saturadas. Os resultados encontrados foram semelhantes aos resultados encontrados neste trabalho.

Em estudos realizados em microbacias do Brasil, com validação utilizando vegetação típicas de áreas saturadas, encontrou que 9% da área total permaneceu saturada 100% do tempo (HUNG; SIEFERT; SANTOS, 2017). Já as áreas que ficaram saturadas 30% do tempo, correspondiam a 10,4% da área total e 23% da área ficaram saturadas apenas 2% do tempo (HUNG et al., 2017). Zakia et al., (2006) encontraram em microbacia com floresta nativa que as áreas saturadas ocorriam em 10,4% da área da microbacia. Enquanto que, um estudo realizado em uma microbacia hidrográfica localizada em Mineiros do Tietê (SP) identificou 24,9% de zona ripária dentro da microbacia (ATTANASIO et al., 2012). Siefert e Santos (2015)

encontraram em uma bacia hidrográfica que as AVASs podiam ocorrer em um intervalo de 9,3 a 13% da área total da microbacia.

No método escoamento direto-precipitação verificou-se que as maiores proporções de áreas saturadas ocorrem na MBFN. Os resultados encontrados mostraram subestimação da ocorrência de AVAs quando comparados aos valores obtidos na metodologia da frequência de saturação. A MBFPP mostrou uma resposta lenta a geração de escoamento direto. Isto pode ter ocorrido devido a maior interceptação das árvores, a presença de acículas dos plantios que diminuem a velocidade de escoamento superficial.

Na MBFN, o tamanho das AVAs foi 2,8% menor que na metodologia de frequência de saturação, no entanto, mostrou que a resposta ao evento de chuva foi rápida na geração de escoamento direto, corroborando com as características físicas da microbacia. Lima et al. (2012) utilizando a mesma metodologia em uma microbacia com 75,3 ha encontrou que 12% da área da microbacia eram AVAs.

Quanto à variação espacial ao longo do ano, foi perceptível nas duas metodologias a dinâmica das AVAs e a sensibilidade à precipitação. Sendo que, nos meses mais chuvosos a área expande e chega no máximo, e nos períodos mais seco essa área é mínima. Na metodologia da frequência de saturação o mês de janeiro tem a maior probabilidade de geração de escoamento de áreas saturadas e a área de expansão foi maior nas duas microbacias, enquanto que no mês de abril ocorreu menos frequência de saturação (<30%) e a área saturada foi mínima. Na metodologia do escoamento direto-precipitação as AVAs foram menores nos meses mais chuvosos; contudo, no mês de abril a área com AVAs foram maiores para as duas microbacias. Neste caso, é possível inferir que no mês de abril ocorreu geração de escoamento superficial de áreas saturadas; no entanto, a frequência de saturação foi menor que 30%, por isso na metodologia da frequência as AVAs foram mínimas.

As duas metodologias mostraram que as áreas que apresentam maior probabilidade de saturar no período chuvoso estão localizadas próximas aos cursos d'água e nos canais de acumulação de fluxo. Dunne, Black (1970a) e Chorley (1978) encontraram em seus estudos que a geração de escoamento direto ocorria em grande parte próxima aos cursos d'água, pois são essas áreas que têm maiores áreas de contribuição, o que faz ter uma maior concentração de água com consequente geração de escoamento superficial. Essa afirmação corrobora com os resultados encontrados.

Com relação ao uso do solo da MBFPP, a maior parte das AVAs, mais de 70% na MBFPP estão localizadas nas áreas com plantios de *Pinus* spp., o que tem implicações práticas.

3.4.1. Implicações práticas no manejo florestal

As áreas variáveis de afluência apresentam papel importante na geração de escoamento direto, na proteção da qualidade da água, na conservação do solo e do ambiente ripário (ZAKIA, 2006; SALEMI et al., 2012). Diante disso, tem-se a necessidade de se inserir este conceito no planejamento do uso do solo, no entanto, isso demanda ferramentas de identificação de fácil acesso e aplicação, como a utilização de SIG. Com o avanço das tecnologias e dos sistemas de informações geográficas e a maior disponibilidade de dados geográficos ficou mais acessível e viável a utilização de ferramentas que permitem identificar as AVAs, como foi demonstrando no trabalho.

O estudo mostrou a utilização do SIG para o cálculo do IT, no qual foi possível observar os caminhos preferenciais da água, além de mostrar quais áreas tinham maior propensão à saturação. Assim, o IT pode ser utilizado no planejamento das atividades de manejo.

Na MBFPP mais de 70% das AVAs foram encontradas dentro dos talhões, assim, é importante o planejamento das operações florestais, como a divisão das áreas com manejos diferenciados ao longo do ano, de forma a evitar as atividades com maquinários, como implantação e colheita, nas épocas mais chuvosas.

A identificação das AVAS também deve ser considerada na locação das estradas, para evitar danos na manutenção e na dinâmica da AVA, pois as estradas causam mudanças de percurso da água e a concentração do fluxo de água na superfície com consequente erosão do solo e aumento dos picos de vazão (FERRAZ et al., 2007).

Portanto, recomenda-se a identificação das áreas suscetíveis à geração de escoamento direto. Além de adotar técnicas de manejo diferenciadas que visem à conservação e proteção dessas áreas. Além de ser importante respeitar os períodos mais suscetíveis a saturação do solo, para proteger o solo, evitar concentração de fluxo, o transporte de sedimentos e poluente até os rios e aumento dos picos de vazão.

3.4.2. Limitações práticas do trabalho

As limitações metodológicas desse trabalho estão relacionadas à representatividade do experimento em campo e à determinação da área máxima da área variável de afluência.

No que concerne à representatividade do experimento em campo, na coleta de dados de potencial matricial, poderia ter ocorrido maior amostragem, com coleta em diferentes pontos

das microbacias. Entretanto, isso foi inviável devido à baixa disponibilidade de sensores e *dataloggers*.

Além disso, tem-se a dificuldade de estabelecer um valor limite do IT para indicar a área máxima das AVAS e do surgimento de canais, pois este varia com as distintas características fisiográficas encontradas na paisagem.

3.5. Conclusões

O método de delimitação das AVAs por meio da frequência de saturação apresentou os melhores resultados. A metodologia de delimitação utilizando a relação escoamento direto-precipitação subestimou o tamanho das AVAs quando comparada com os resultados da delimitação por meio da frequência de saturação, principalmente na MBFPP.

Os resultados encontrados confirmam o que foi encontrado no primeiro capítulo, em que nas duas microbacias hidrográficas ocorre escoamento direto por meio do mecanismo de escoamento de áreas saturadas, nas AVAs. E as áreas de áreas variáveis de afluência possui dinâmica espaço temporal diferentes, o que está relacionado às suas características naturais e não à cobertura florestal.

O mapeamento de AVASs identificou áreas sensíveis que não estão restritas às áreas de vegetação nativa (APPs), mostrando a importância do mapeamento para a adequação do manejo florestal e estradas nestes locais.

Referências

- AGNEW, L. J.; LYON S.; GERARD-MARCHANT P.; COLLINS V. B., LEMBO A. J.; STEENHUIS T. S.; WALTER, M. T. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, v. 78, p. 63-76, 2006.
- ATTANASIO, C. M.; GANDOLFI, S.; ZAKIA, M. J. B.; JUNIOR, J.C.T.V.; LIMA, W.P. A importância das áreas ripárias para a sustentabilidade hidrológica do uso da terra em microbacias hidrográficas. **Bragantia**, v. 71, n. 4, p. 493–501, 2012.
- BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, n. 1, p. 43–69, 1979.

- BUCHANAN, B. P. et al. Evaluating topographic wetness indices across central New York agricultural landscapes. **Hydrology and Earth System Sciences**, Goettingen, v. 18, p. 3279-3299, 2014.
- CHORLEY, R. J. The hillslope hydrological cycle. In: KIRKBY, M. J. (Ed.). **Hillslope Hydrology**. J. Wiley, p. 1- 42, 1978.
- 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.
- DICKINSON, W.T. & WHITELEY, H. (1970). Watershed areas contributing to runoff. In: **Colloque sur les résultats des recherches sur les bassins représentatifs et expérimentaux**. IASH (16). p.1.12-1.26.
- DUNNE, T. Field studies of hillslope processes. **Hillslope Hydrology**, January 1978, p. 227–293, 1978.
- DUNNE, T. **Runoff production in humid areas**. U.S. Departament of Agriculture Publication, ARS -41-160. 108 p., 1970.
- DUNNE, T.; BLACK, R.D. Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, v. 6, p. 1296-1311, 1970a.
- FERRAZ, S. F. B.; MARSON, J.C. Uso de indicadores hidrológicos para classificação de trechos de estradas florestais quanto ao escoamento superficial. **Scientia Forestalis**, n. 75, p. 39-49, 2007.
- 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 Earth System Sciences**, v. 10, p. 383 - 393, 2006.
- GEROY, I. J., M. M. GRIBB, H. P. MARSHALL, D. G. CHANDLER, S. G. BENNER, AND J. P. MCNAMARA. Aspect influences on soil water retention and storage, **Hydrological Processes**, v. 25, p.3836–3842, 2011.
- GORSEVSKI, P. V.; BOLL, J.; GOMEZDEL CAMPO, E.; BROOKS, E. S. Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 4, p. 664–673, 2008.
- GROPPO, J. D. Caracterização hidrológica e dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com cobertura florestal (Mata Atlântica), no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia. 2010. 80 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

- GUCINSKI, H.; FURNISS, M.J.; ZIEMER, R.R.; BROOKES, M.H. **Forest roads: A synthesis of scientific information**. Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 2000. 103 p.
- HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A.R. Moisture and energy conditions within a sloping soil mass during drainage. **Journal of Geophysical Research.**, v. 68, n. 4, p. 1081-1087, 1963.
- HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. International Symposium of Forest Hydrology. **Pergamon Press**, p. 275-290, 1967.
- HODNETT, M.G.; PIMENTEL DA SILVA, L.; ROCHA, H.R.; CRUZ SENNA, R. Seasonal Water Storage Changes Beneath Central Amazonian Rainforest and Pasture. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 170, p. 233-254, 1995.
- HUNG, M. N. W. B.; SIEFERT, C. A. C.; SANTOS, I. Simulação hidrogeomorfológica da dinâmica das áreas saturadas da bacia do rio Corredeiras, Rio Negrinho - SC. **RA'E GA: o Espaço Geográfico em Análise**. Curitiba, v.41 Temático de Geomorfologia, p. 208-227, 2017.
- ISENBURG, M. **LAStools – Efficient Tools for LiDAR processing: rapidlasso GmbH: Gilching**, Germany, 2016.
- KIRKBY, M. J.; CHORLEY, R. J. Throughflow, overland flow and erosion. **International Association of Scientific Hydrology. Bulletin**, v. 12, n. 3, p. 5–21, 1967.
- LIMA, W. P. Função hidrológica da mata ciliar. In: BARBOSA, L.M., coord. **Anais do Simpósio sobre mata ciliar**. Campinas: Fundação Cargill, p.11-19. 1989
- LIMA, W.P.; ZAKIA M.J.B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES; R.R.; LEITÃO FILHO; H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2.ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p.33-43.
- LIMA, W. P. Efeitos hidrológicos do manejo de florestas plantadas. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006. p. 89-106.
- LIMA, W.P.; LAPROVITERA, R.; FERRAZ, S.F.B.; RODRIGUES, C.B.; SILVA, M.M. 2012. Forest plantations and water consumption: a strategy for hydrosolidarity. **International Journal of Forestry**, p.1-9, 2012.
- LOPEZ, O.R.; KURSAR. T.A. Does flood tolerance explain tree species distribution in tropical seasonally flooded habitats? **Oecologia**, Berlin, v. 136, p.193-204, 2003.

- LYON, S. W.; WALTER, T. M.; GERARD-MARCHANT, P.; STEENHUIS, T. S. Using a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curve-number equation. **Hydrological Processes**, v. 18, n. 15, p. 2757–2771, 2004.
- MULLER, E. Mapping riparian vegetation along rivers: old concepts and new methods. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 58, p. 411-437, 1997.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 621-658, 1997.
- NEARY, D. G. Long-Term Forest Paired Catchment Studies: What Do They Tell Us That Landscape-Level Monitoring Does Not? **Forest**, v. 7, n. 164, 2016.
- PRINSLOO, F. W.; SCOTT, D. F. Streamflow responses to the clearing of alien invasive trees from riparian zones at three sites in the Western Cape province. **South African Forestry Journal**, Pretoria, v. 185, p. 1-7, 1999.
- QIU, Z.; WALTER, M. T.; HALL, C. Managing variable source pollution in agricultural watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 62, n. 3, p. 115–122, 2007.
- RANZINI, G. Solos de cerrado no Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO, 3, São Paulo, 1971. **Anais**. São Paulo, Edgard Blücher, 1971. p. 26-43.
- REICHARDT, K. **Capacidade de campo**. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v.12, p. 211-216, 1988.
- FONTANA, C. R.; LIMA, W.P.; FERRAZ, S.F.B. Avaliação da remoção de sedimentos pela operação de nivelamento de estradas florestais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 76, p. 103-109, 2007.
- SALEMI, L.F.; GROPPPO, J.D.; TREVISAN, R.; DE MORAES, J.M.; LIMA, W. P. MARTINELLI, L.A. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, v. 454-455, p. 195-202, 2012.
- SIEFERT, C. A. C.; SANTOS, I. Identificação de áreas hidrologicamente sensíveis por meio de modelagem hidrológica e da distribuição espacial de solos e vegetação em ambientes hidromórficos. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 1, p. 141-155, 2015.
- SILVA, R.V.; KOBAYAMA, M. Estudo comparativo de três formulações do TOPMODEL na Bacia do Rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, n.2, p. 93-105, 2007.
- SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C.E.M. (Ed). **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2002. v. 1, p. 35-52.

- TARBOTON, D.G. A new method for the determination of flow directions and contributing Areas in Grid Digital Elevation Models. **Water Resources Research**, v. 33, n. 2, p. 309-319, 1997.
- THOMAS, I. A.; JORDAN, P.; MELLANDER, P.E.; FENTON, O.; SHINE, O.; HUALLACHÁIN, Ó.; CREAMER, R.; McDONALD, N. T.; DUNLOP, P.; MURPHY, P. N. C. Improving the identification of hydrologically sensitive areas using LiDAR DEMs for the delineation and mitigation of critical source areas of diffuse pollution. **Science of the Total Environment**, v. 556, p.276-290, 2016.
- WALTER, M. T.; WALTER M. F.; BROOKS E. S.; STEENHUIS T. S.; BOLL, J.; WEILER, K. R. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 55, p. 277-284, 2000.
- ZAKIA, M. J. B.; FERRAZ, S, F. B.; RIGHETTO, A, M.; LIMA, W. P. Delimitação da Zona Ripária em uma microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006. p. 89-106.

Anexos

ANEXO 3A – Sensor de potencial matricial do solo (MPS-2) e *datalogger*.

Sensor MPS-2

Sensor MPS-2 no solo

Datalogger

ANEXO 3B – Exemplo das hidrógrafas dos eventos seleccionados utilizados na aplicação do método escoamento direto-precipitação. Exemplo do evento 3 da MBFPP, sendo: Precipitação= 61 mm; Escoamento direto=2,1 mm; Qd/P = 3,4.

ANEXO 3C – Exemplo das hidrógrafas dos eventos seleccionados utilizados na aplicação do método escoamento direto-precipitação. Exemplo do evento 3 da MBFN, sendo: Precipitação= 103 mm; Escoamento direto=7,6 mm; $Q_d/P = 7,3$.