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

Composição e configuração da cobertura florestal na bacia hidrográfica e seus
efeitos nos serviços hidrológicos

Lara Gabrielle Garcia

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

Piracicaba
2018

Lara Gabrielle Garcia
Engenheira Florestal

Composição e configuração da cobertura florestal na bacia hidrográfica e seus efeitos nos
serviços hidrológicos

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

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

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

Piracicaba
2018

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

Garcia, Lara Gabrielle

Composição e configuração da cobertura florestal na bacia hidrográfica e seus efeitos nos serviços hidrológicos / Lara Gabrielle Garcia. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2018.

211 p.

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

1. Restauração florestal 2. Simulação uso da terra 3. Serviços ecossistêmicos 4. Processos hidrológicos 5. Modelagem hidrológica I.
Título

A todos que por aqui passaram,
e em especial a minha mãe, Amélia,
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Ao prof. Silvio Frosini de Barros Ferraz pela orientação e aprendizado, mas, principalmente, pela paciência e dedicação durante este processo. Agradeço ainda ao professor pela confiança que sempre demonstrou e pelo apoio em todos os momentos. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo concedida, e a Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais pela oportunidade e apoio.

Ao prof. Patrick Lane por me receber no seu laboratório e estar sempre disposto a discutir e conversar, e ainda por todas as horas de conselhos e dedicação ao projeto. E também ao prof. Walter de Paula Lima, que apesar da distância sempre esteve pronto para correções e sugestões quando precisamos. Aos professores Sergio Nascimento e Luiz Salemi e ao Dr. Rafael Mingoti por terem participado da banca de qualificação e ajudarem de forma fundamental no desenvolvimento deste projeto. Em especial ao prof. Salemi pelo o apoio em todos os momentos da pós-graduação, sempre disposto a bate-papos hidrológicos, mesmo à distância. Por toda a paciência em explicar tudo de novo e de novo, e por estar sempre presente, o meu muito obrigada!

As pessoas hidrologicamente sensíveis do Laboratório de Hidrologia Florestal, vocês foram essenciais durante todos estes anos de convivência. Obrigada pelas discussões hidrológicas, pelos cafés compartilhados (muitos cafés!), pelas risadas, e por toda a ajuda e tempo que sempre dispuseram a doar quando precisei. Agradeço a Carla Cassiano, a Aline Frasozi, a Carolina Rodrigues, a Carla Chiles, a Katherine Vasquez, a Renata Melo, ao Matheus Ogasawara e a Gláucia Santos pelos momentos durante o período do doutorado. E também a todos que por aqui já passaram, mas que foram e são fundamentais para a “sanidade do laboratório”.

Agradeço de forma especial a Aline, a Carla Cassiano e a Carol. Não apenas pelas correções e sugestões, que foram muitas, mas acima de tudo pela amizade e preocupação genuína de vocês em todos os momentos. Obrigada ainda, Carol, por tanto nos inspirar neste caminho da ciência e da hidrologia florestal.

Um agradecimento especial a Ana Elisa que me aguentou nos momentos bons e também naqueles nem tão bons assim desta etapa. Obrigada pelo apoio, dedicação e, principalmente, pela paciência, tem pessoas que fazem a jornada mais leve apenas pela presença. Você é especial. Obrigada por compartilhar isso comigo.

À toda minha família um agradecimento mais do que especial e merecido. O meu muito obrigada aos meus pais e irmãos por todo o apoio e exemplo, e também aos meus avôs, por sempre acreditarem. Minha eterna gratidão ainda é pouco.

“É no conhecimento que existe a chance de libertação. Uma pessoa que decide não conhecer, aceita sua condição de escravo, de submissão; conhecer é a condição pra eu me libertar de mim mesmo e das amarras sociais. ”

Leandro Karnal

SUMÁRIO

RESUMO	9
ABSTRACT	11
1. INTRODUÇÃO GERAL	13
2. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DE UM MODELO HIDROLÓGICO DISTRIBUÍDO DE BASE FÍSICA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NA REGIÃO TROPICAL	15
RESUMO	15
ABSTRACT	16
2.1. INTRODUÇÃO	16
2.2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	20
2.2.1. Área de estudo	20
2.2.2. Caracterização física da bacia hidrográfica	21
2.2.2.1. Elevação do terreno	21
2.2.3. Uso e cobertura da terra.....	21
2.2.3.1. Solos	22
2.2.3.2. Caracterização hidrogeológica	22
2.2.4. Caracterização meteorológica	23
2.2.4.1. Precipitação.....	23
2.2.4.2. Evapotranspiração de referência (ET _{REF}).....	23
2.2.5. Modelo hidrológico distribuído de base física	24
2.2.5.1. Construção e parametrização do modelo.....	25
2.2.5.1.1. Grid e tempo de processamento	26
2.2.5.1.2. Definição e caracterização dos canais de drenagem	26
2.2.5.1.3. Parametrização da zona saturada (ZS)	27
2.2.5.1.4. Parametrização da zona não saturada (ZNS)	28
2.2.5.1.5. Parametrização do uso da terra.....	31
2.2.6. Análise de sensibilidade	33
2.2.7. Metodologia de calibração e validação	34
2.2.7.1. Comparação e análise da eficiência do modelo	36
2.3. RESULTADOS	39
2.3.1. Análise de sensibilidade (AS) do modelo.....	39
2.3.2. Calibração e validação	41
2.4. DISCUSSÃO	56
2.4.1. Análise de sensibilidade (AS) do modelo.....	56
2.4.2. Calibração e validação	59
2.4.3. Limitações e incertezas da calibração e validação	64
2.5. CONCLUSÕES.....	65
ANEXOS	87
3. EFEITOS DA PROPORÇÃO DE COBERTURA FLORESTAL NOS SERVIÇOS HIDROLÓGICOS: DISPONIBILIDADE HÍDRICA E PROTEÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS	97
RESUMO	97

ABSTRACT	98
3.1. INTRODUÇÃO	99
3.2. MATERIAIS E MÉTODOS	104
3.2.1. Área de estudo.....	104
3.2.2. Simulações hidrológicas das mudanças de uso da terra	104
3.2.3. Cenários de proporção da cobertura florestal na paisagem	104
3.2.4. Análise e indicadores dos serviços hidrológicos	106
3.2.4.1. Análise estatística dos indicadores hidrológicos	108
3.2.5. Análise dos componentes do balanço hídrico	109
3.3. RESULTADOS	111
3.3.1. Efeito do incremento de cobertura florestal nos serviços de disponibilidade de água.....	111
3.3.2. Efeito do incremento de cobertura florestal nos serviços de proteção	113
3.3.3. Efeito do incremento de cobertura florestal nos componentes do balanço hídrico	115
3.4. DISCUSSÃO	117
3.4.1. Efeito do incremento de cobertura florestal nos serviços de disponibilidade de água.....	117
3.4.2. Efeito do incremento de cobertura florestal nos serviços de proteção	123
3.4.3. Cobertura florestal e serviços hidrológicos	125
3.4.4. Limitações da metodologia	127
3.5. CONCLUSÕES	127
ANEXOS	149
4. CONFIGURAÇÃO ESPACIAL DA COBERTURA FLORESTAL NA PAISAGEM E SEUS EFEITOS NOS SERVIÇOS HIDROLÓGICOS	155
RESUMO	155
ABSTRACT	156
4.1. INTRODUÇÃO	157
4.2. MATERIAIS E MÉTODOS	160
4.2.1. Área de estudo.....	160
4.2.2. Simulações hidrológicas das mudanças de uso da terra	160
4.2.3. Cenários de configuração espacial da cobertura florestal na paisagem	160
4.2.4. Análise e indicadores dos serviços hidrológicos	162
4.2.4.1. Análise estatística dos indicadores hidrológicos	162
4.2.5. Análise dos componentes do balanço hídrico	163
4.3. RESULTADOS	167
4.3.1. Efeito da configuração espacial cobertura florestal nos serviços de disponibilidade de água	167
4.3.2. Efeito da configuração espacial da cobertura florestal nos serviços de proteção	171
4.3.3. Efeito da configuração espacial da cobertura florestal nos componentes do balanço hídrico	174
4.4. DISCUSSÃO	178
4.4.1. Efeito da configuração espacial da cobertura florestal nos serviços de disponibilidade de água.....	178

4.4.2. <i>Efeito da configuração espacial da cobertura florestal nos serviços de proteção</i>	181
4.4.3. <i>“Trade-off” do efeito da cobertura florestal nos serviços hidrológicos</i>	183
4.5. CONCLUSÕES	183
ANEXOS	205
5. RECOMENDAÇÕES	209

RESUMO

Composição e configuração da cobertura florestal na bacia hidrográfica e seus efeitos nos serviços hidrológicos

Programas de restauração florestal e pagamento por serviços ecossistêmicos vêm sendo incentivados em várias regiões que apresentam problemas de abastecimento hídrico, com objetivo de recuperação e manutenção dos recursos hídricos. Embora se considere que a cobertura florestal é benéfica para a conservação dos recursos hídricos, esta relação é complexa e dependente de vários fatores físicos, assim como da proporção e da configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica. Diante deste contexto, o objetivo geral do presente estudo foi avaliar os efeitos da proporção e configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica no aumento ou manutenção dos serviços hidrológicos. Para tal, um modelo hidrológico distribuído de base física foi calibrado e validado para permitir a simulação hidrológica dos diferentes usos da terra. A parametrização do modelo teve como base uma bacia hidrográfica monitorada (deflúvio e precipitação) de características agrícolas (pastagem e cana-de-açúcar). Após calibrado e validado o modelo (R^2 de 0,65 e 0,62 respectivamente), os cenários a serem simulados foram gerados modificando-se a composição da paisagem (proporção de cobertura florestal) e a configuração espacial da cobertura florestal. É importante ressaltar que as modificações no modelo para cada uso foram referentes diretamente aos processos de evapotranspiração e escoamento superficial e seus desdobramentos. Não foram modificados os processos referentes ao solo (e.g. infiltração e percolação), uma vez que a influência do uso na estrutura do solo ainda é um ponto conflitante. Os serviços hidrológicos considerados foram os de disponibilidade hídrica e proteção. Os indicadores para análise da disponibilidade hídrica foram o deflúvio anual (Q), vazões mínimas (Q95) e índice de fluxo base (BFI); e os indicadores de proteção foram as vazões máximas (Q5) e índice de velocidade (IF). O efeito da proporção da cobertura florestal foi testado por meio de cenários com aumento aleatório de 10% na cobertura florestal (CF), iniciando com o cenário referência de 0% CF até o cenário referência de 100% (11 cenários simulados). As hipóteses testadas foram de que (i) o aumento da cobertura florestal diminui o serviço hidrológico de disponibilidade hídrica, e (ii) o aumento da cobertura florestal aumenta o serviço hidrológico de proteção. Ambas as hipóteses foram aceitas, uma vez que, apesar de os resultados terem apresentado diferenças relativas entre os cenários, não foi possível obter diferença estatística para todos os indicadores. Foi constatada diminuição dos indicadores de Q e Q95 e aumento nos valores de Q5 seguidos de aumento da cobertura florestal. A diferença estatística ocorreu para os indicadores Q e Q5, sendo que em ambos foi possível perceber um limiar de 50% CF, a partir do qual o deflúvio anual e o índice de máximas passaram a ser estatisticamente diferentes do cenário 0% CF. O efeito da configuração espacial foi testado por meio de simulações de cenários com a mesma proporção de cobertura florestal, mas com alterações quanto a sua configuração espacial. Foram simulados quatro cenários: CF no terço inferior (INF); CF no terço médio (MED); CF no terço superior (SUP) da bacia hidrográfica; e CF aleatoriamente distribuída na área (ALE). As hipóteses testadas foram que (i) a configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica não tem influência no serviço hidrológico de disponibilidade de água; e (ii) a configuração espacial da cobertura florestal nas áreas próximas aos

corpos hídricos (terço inferior) tem influência positiva no serviço de proteção, ou seja, no aumento deste serviço. Os resultados permitiram aceitar parcialmente as hipóteses, uma vez que apesar de relativamente ocorrer diferenças no serviço hidrológico de disponibilidade hídrica esta não foi estatisticamente significativa, o mesmo ocorrendo para o serviço de proteção. Assim como anteriormente, os resultados permitiram perceber um trade-off entre os serviços testados, pois o cenário com maior redução nos valores de Q e Q95 (INF) foi o que apresentou as maiores reduções no índice de vazão máxima. No entanto, mesmo com a diminuição nos indicadores de disponibilidade hídrica, o cenário com cobertura florestal na parte inferior da bacia hidrográfica foi considerado o mais próximo a um ótimo em relação aos serviços hidrológicos. Diante dos resultados encontrados, pode-se observar que ao se tratar de serviços hidrológicos a cobertura florestal pode apresentar trade-off entre os mesmos, sendo necessário aos programas de restauração e pagamento de serviços ambientais conhecerem esta dinâmica para maximizarem o serviço hidrológico de interesse.

Palavras-chave: Restauração florestal; Simulações uso da terra; Serviços ecossistêmicos; Processos hidrológicos; Modelagem hidrológica

ABSTRACT

Effects of forest cover composition and spatial configuration in hydrological services at catchment scale

Water resources recovery and maintenance are the main objectives of restoration cover forest programs and payment for ecosystem services. These programs are gaining force and incentives, especially in water crises regions. However, water resources recovery and maintenance are attributed in many cases to forest cover effects on hydrological processes and, consequently, on hydrological services. In this context, our aim in this study was to evaluate if forest cover restoration can result in increase or maintenance of hydrological services. Therefore, firstly it was necessary to calibrate and validate a distributed hydrological physical base model to simulate different land use at the catchment scale. The model parameterization was done on a monitored catchment (flow and precipitation) of agricultural characteristics (pasture and sugar cane). After calibrating and validating the model (R^2 of 0.65 and 0.62, respectively), the land use scenarios were generated based on two landscape approaches: forest cover proportion and spatial configuration on catchment scale. The hydrological services used were water supply and protection; indicators for analysis were annual flow (Q), minimum flows (Q95), base flow index (BFI); maximum flows (Q5) and velocity index (IF). Q, Q95 e BFI correspond to water supply, the others are flood protection service. The first approach objective was tested forest cover proportion scenarios with a random increase in forest cover (CF) of 10%, starting with 0% CF reference scenario to 100% CF reference scenario (total of 11 simulated scenarios). The hypotheses tested were that (i) the random increase in forest cover decreases the hydrological service of water supply, and (ii) the random increase in forest cover increases the hydrological protection service. Both hypotheses were partially accepted. Since the results showed relative differences between the scenarios without statistical difference. There was a decrease in Q and Q95 indicators and an increase in Q5 values followed by an increase in forest cover. The statistical difference happened only for Q and Q5 indicators. For both hydrological services it is possible to perceive a threshold of 50% CF, from which the flow annual and the maximum index become statistically different from the 0% CF scenario. The second approach was the simulations of same forest cover proportion scenarios, however with changes in their spatial configuration. Four scenarios were simulated: CF in the lower land (LOW); CF in the middle land (MIDD); CF in the upper lands (UPP) of the river basin; and CF randomly distributed in the area (RAN). The hypotheses tested were (i) the forest cover spatial configuration has no influence on water supply hydrological service; and (ii) the forest cover spatial configuration in areas near the water bodies (lower land) has a positive impact on protection hydrological service. Our results allowed partially accepting the hypotheses, since there are relative differences in the water supply hydrological service after scenarios simulation, there was no statistically significant difference, the same occurring for the protection hydrological service. The results allow us to highlight a trade-off between hydrological services tested in this study, for example, the scenario with the greatest reduction in Q and Q95 values (LOW) also presented the greatest reductions in Q5. However, even with the decrease in water supply indicators, the LOW scenario was considered the closest to an optimum scenario to hydrological services. In view of this, we can be observed that forest

cover can present hydrological services trade-off, being necessary to restoration and payment of environmental services programs to know dynamics to maximize the hydrological service of interest. It is important to emphasize that these results and analyses simulations were based on land use change scenarios (related to the evapotranspiration and surface runoff processes) and their unfolding, however, were not modified (e.g. infiltration and percolation). However, land use effects on the soil structure are still not proved a point, possibly these being key processes to forest cover restoration and hydrological services trade-off.

Keywords: Forest restauration; Landscape heterogeneity; Ecosystem services; Trade-off; Hydrological model

1. INTRODUÇÃO GERAL

A restauração florestal nas regiões tropicais vem sendo incentivada, principalmente com o objetivo de produção e qualidade da água, tendo inclusive destaque para pagamento por serviços ambientais, e estão ocorrendo especialmente em locais que enfrentam ou enfrentaram crises hídricas. Este destaque para aos recursos hídricos nos planos de restauração ocorre principalmente pela percepção comum de uma relação positiva entre a presença de cobertura florestal e a oferta dos serviços ecossistêmicos. No entanto, esta relação pode não ser tão direta para determinados serviços, como, por exemplo, os hidrológicos, que dependem de diversos processos na escala da bacia hidrográfica e são influenciados por variáveis físicas, climáticas e biológicas. Além disso, o aumento das áreas homogêneas para cultivo e produção agrícola, e não apenas as áreas com cobertura florestal, também influenciam os serviços hidrológicos e processos, uma vez que a água se movimenta por toda a bacia hidrográfica e pode ter seus processos alterados em qualquer ecossistema. Outro ponto a ser considerado em relação à dinâmica da cobertura da terra e os serviços hidrológicos são os “trade-off”, ou seja, quando o aumento de um serviço ocorre em detrimento de outro serviço.

Dessa forma, os diferentes usos e cobertura da terra dentro da bacia hidrográfica vão, portanto, ter efeito nos serviços hidrológicos, e estes efeitos podem ser positivos ou negativos dependendo do serviço em questão. Duas abordagens relacionadas à quantidade e espacialização da cobertura florestal na paisagem podem ser destacadas para ajudar a compreender estes efeitos, são elas: variação da cobertura florestal quanto a sua proporção na bacia hidrográfica; e variação da cobertura florestal quanto a sua configuração espacial no gradiente topográfico local de uma bacia hidrográfica. A proporção da cobertura florestal na bacia hidrográfica pode aumentar ou diminuir, por meio de restauração (ou regeneração natural) e desmatamento, respectivamente; consequentemente, podem ocorrer também aumento e diminuição dos serviços hidrológicos. No entanto, existem limitações para o aumento da cobertura, que podem ser, por exemplo, econômicas e/ou de cumprimento legal, que são intensificadas com o custo maior da terra. Assim, torna-se importante conhecer quais os locais irão maximizar determinados serviços hidrológicos, ou seja, é necessário determinar como a configuração espacial da cobertura florestal influencia os serviços hidrológicos. Em ambas as estratégias irão ocorrer “trade-off” entre os serviços, sendo necessário estabelecer um objetivo para a restauração da cobertura florestal, de modo a suprir a demanda dos serviços hidrológicos no local.

Tendo por base estes conceitos, neste estudo foram propostas hipóteses de como a proporção e configuração espacial da cobertura florestal poderão influenciar nos serviços de

disponibilidade hídrica e proteção e quais são os “trade-off” envolvidos. Para testar as hipóteses, foi necessária a calibração e validação de um modelo hidrológico distribuído de base física que posteriormente foi utilizado para simulações de cenários que variaram quanto à proporção e configuração da cobertura florestal.

O segundo capítulo deste documento demonstrou como a parametrização do modelo citado foi realizada, assim como as etapas necessárias para a calibração e validação do modelo em uma bacia hidrográfica na região tropical. Durante estas etapas foram ainda propostos métodos para análise e comparação dos dados observados e simulados, de modo a obter maior robustez do resultado final.

A partir do modelo calibrado e validado, no Capítulo 3 foram realizadas simulações com cenários de uso da terra nos quais a cobertura florestal aumentou aleatoriamente na bacia hidrográfica, de 0% a 100%. Os resultados foram posteriormente analisados quanto aos efeitos nos serviços de disponibilidade hídrica e proteção, por meio dos indicadores de deflúvio anual, vazões mínimas, fluxo base, vazões máximas e índice de velocidade.

A segunda abordagem, configuração espacial, foi simulada no Capítulo 4, com a cobertura florestal sendo distribuída de acordo com o gradiente topográfico local, sendo este dividido em três terços na bacia hidrográfica: inferior, médio e superior. Após as simulações, os resultados foram comparados e analisados quanto aos efeitos nos serviços hidrológicos de disponibilidade hídrica e proteção, com os mesmos indicadores do Capítulo 3.

Os cenários e simulações realizadas permitiram testar as hipóteses levantadas em cada capítulo quanto ao aumento ou diminuição dos dois serviços propostos nos diversos cenários, de modo a compreender o “trade-off” entre os mesmos. Os resultados podem ser utilizados para melhor entender como a restauração da cobertura florestal em uma bacia hidrográfica agrícola influencia nos processos hidrológicos, principalmente quando os objetivos visam o aumento destes serviços.

2. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DE UM MODELO HIDROLÓGICO DISTRIBUÍDO DE BASE FÍSICA EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NA REGIÃO TROPICAL

RESUMO

Os modelos hidrológicos podem ser utilizados como ferramentas nos estudos dos efeitos das mudanças de uso da terra nos serviços hidrológicos e, consequentemente, nos pagamentos por serviços ambientais, os quais vêm sendo utilizados como forma de promover o incremento do componente florestal nas bacias hidrográficas. Entender, portanto, a dinâmica de calibração e validação destes modelos em regiões tropicais se torna fundamental para realizar simulações e prever suas consequências nos serviços hidrológicos. Dentro deste contexto, o objetivo deste estudo foi descrever e analisar as etapas de calibração e validação de um modelo hidrológico distribuído de base física na região tropical, com o intuito de entender os passos destas etapas e as dificuldades inerentes da complexidade da modelagem hidrológica nesta região. O estudo foi desenvolvido em uma bacia hidrográfica (2.194,8 ha) de características agrícolas (cana-de-açúcar – 58,1%; pastagem – 33,4%; e vegetação nativa – 8,5%). O modelo hidrológico utilizado foi o Mike SHE, distribuído na bacia hidrográfica e com processamento físico dos processos de evapotranspiração real, escoamento superficial, escoamento no canal, dinâmica da água na zona não saturada do solo, e dinâmica da água na zona saturada. Anteriormente à calibração foi realizada uma análise de sensibilidade do modelo para obter os parâmetros que mais influenciaram o modelo. O processo de calibração e validação utilizado para o ajuste estatístico satisfatório entre dados observados e simulados foi o manual, com a utilização de períodos iguais de um ano para cada etapa. O ajuste dos parâmetros foi dividido em três fases: ajuste das vazões mínimas (condutividade hidráulica horizontal da zona saturada e coeficiente de troca zona saturada-rio); ajuste dos picos de vazão (condutividade hidráulica saturada da zona não saturada; rugosidade do canal; detenção de água na superfície; e rugosidade na superfície); e ajuste dos processos hidrológicos de evapotranspiração e interceptação (índice de área foliar; coeficiente de interceptação; parâmetros C1, C2 e C3). A análise foi realizada de forma visual (curva de permanência do deflúvio), de forma relativa (índices da curva de permanência e deflúvio anual) e modelos numéricos (índices de eficiência). Os resultados mostraram que a condutividade hidráulica horizontal da zona saturada é o parâmetro que mais influencia no cálculo do deflúvio, seguido pelos parâmetros de uso do solo (C1 e C3), e pela detenção superficial. A calibração foi obtida com um índice de eficiência de 0,56 e 0,65 de coeficiente de determinação, e a diferença relativa entre o deflúvio simulado e observado foi de 2,2%. A validação apresentou valores de 0,60 e 0,62 para o índice de eficiência e coeficiente de determinação, respectivamente, com uma diferença relativa de 4,7% entre os deflúvios. Por meio dos dados simulados foi possível entender que os processos da zona saturada têm importância fundamental na etapa de calibração, principalmente para as vazões mínimas, no entanto, são necessárias maiores informações a respeito dos mesmos e dos parâmetros que caracterizam as regiões tropicais.

Palavras-chave: Modelo Mike SHE; Modelo conceitual; Processos hidrológicos; Análise de sensibilidade

ABSTRACT

Hydrologic models are efficient tools at land use change effects on hydrological services studies and payment for ecosystem services, which have been used as objective to promote forest cover at catchments. Therefore, calibration and validation hydrological models at tropical regions it is a central aspect to simulated land use/land change and its effects on hydrological services. In this context, the objective was to describe and analyze the steps of calibration and validation at a physically based distributed hydrological model in the tropical region and to understand the inherent difficulties in this region for calibrates a hydrological model. The study area was agricultural catchment (2,194.8 ha; sugarcane - 58.1%, pasture - 33.4%, and native vegetation - 8.5%). The hydrological model was Mike SHE, a distributed physical model, it was used to process actual evapotranspiration processes, surface runoff, channel flow, water dynamics in the unsaturated zone of the soil, and water dynamics in the zone saturated. Previously calibration stage, it was performed a model sensitivity analysis with the aim of obtaining the most influenced parameters set. Calibration and validation process used was the manual with equal periods of one year for calibration and validation each in order to satisfactory statistical fit between observed and simulated data. The stage of parameters calibration was divided into three phases: analysis and fit of the minimum flows (parameters: horizontal hydraulic conductivity of the saturated zone and the saturated-river exchange coefficient); analysis and fit of flow peaks (parameters: saturated hydraulic conductivity of the unsaturated zone, channel roughness, surface water detention and surface roughness); and analysis and fit of the evapotranspiration and interception processes (parameters: leaf area index, interception coefficient, C1, C2 and C3). The analysis was performed in a visual way (flow duration curve), relative (flow duration curve indices and annual flow), and numerical models (efficiency indices). The results showed that the horizontal hydraulic conductivity of the saturated zone is the most sensitive parameter for the flow simulation, followed by the land use parameters (C1 and C3), and the superficial detention. The calibration indices were an efficiency index of 0.56 and 0.65 coefficient of determination, the relative difference between the simulated and observed flow was 2.2%. The validation presented values of 0.60 and 0.62 for the efficiency index and coefficient of determination, respectively, with a relative difference of 4.7% among the flow. Thus, it is possible to understand that the saturated zone processes are important in the calibration and validation, mainly for the minimum flows, however, more information is needed regarding the processes and parameters that characterize the unsaturated zone in the tropical regions. Especial attention should be given to hydrological processes fit, with data obtained at the field to a better fit between data simulated and observed data.

Keywords: Mike SHE model; Physical-based model; Hydrological processes; Sensibility analyzes

2.1. INTRODUÇÃO

Serviços hidrológicos podem ser definidos como os benefícios produzidos pelos ecossistemas terrestres no que tange os processos hidrológicos (Brauman et al., 2007; Duku et al.,

2015; Lele, 2009), e o pagamento por estes serviços é essencialmente o pagamento por serviços ecossistêmicos (Locatelli e Vignola, 2009), os quais são idealizados como formas de valoração do elemento florestal na paisagem (Costanza, 1998; Farley e Costanza, 2010). No entanto, estudos sobre pagamento por serviços hidrológicos ainda são limitados devido à deficiência de dados, como, por exemplo, séries históricas de vazões e precipitações monitoradas em bacias hidrográficas, em algumas partes das regiões tropicais (Beskow et al., 2013a). Neste contexto, os modelos hidrológicos constituem técnicas que podem auxiliar no manejo dos recursos hídricos (Zégre et al., 2010), assim como conhecer os efeitos das mudanças do uso da terra nos serviços hidrológicos (Birkel et al., 2012a; Guswa et al., 2014).

A modelagem hidrológica consiste em representar matematicamente o sistema físico, como, por exemplo, uma bacia hidrográfica, e com isso gerar dados de resposta que representam alguma variável física (e.g. vazão do riacho). Os modelos hidrológicos podem ser divididos quanto a sua abordagem, que pode ser de base física ou de base conceitual (“lumped”) (Refsgaard, 1997). A principal diferença entre os dois tipos de abordagem é que os modelos conceituais utilizam observações empíricas dos processos hidrológicos, e, ao contrário, os modelos com abordagem de base física utilizam dados coletados em campo para caracterizar os processos (Refsgaard, 1997). Como consequência, os modelos conceituais utilizam médias uniformes dos parâmetros, e os modelos de base física podem caracterizar a bacia hidrográfica de forma distribuída no espaço, uma vez que os parâmetros possuem representação física e podem ser coletados (Abbott et al., 1986a).

Um modelo hidrológico de base física e distribuído no espaço descreve esta variação espacial na bacia hidrográfica por meio de uma rede de “grids” que representa em maior ou menor escala a variabilidade do local (Refsgaard e Storm, 1990). Devido a estas características a etapa de calibração e validação dos dados pode ter significado físico e não apenas conceitual em relação aos processos hidrológicos (Feyen et al., 2000; Refsgaard e Storm, 1990). O objetivo da calibração e validação dos modelos é aumentar a acurácia entre dados observados e simulados, e, consequentemente, diminuir os erros e incertezas da predição (Engel et al., 2007; Yuan et al., 2015). Os modelos de base física necessitam de mais parâmetros e informações de entrada, o que, consequentemente, aumenta o tempo de preparação destes modelos (Refsgaard, 1997; Refsgaard e Storm, 1990).

Entre os modelos hidrológicos pode-se citar o SWAT (Arnold et al., 1998), o LASH (Beskow et al., 2011), o Mike SHE (Abbott et al., 1986a), entre outros. O código SHE pode ser destacado devido aos diversos estudos já realizados desde o seu desenvolvimento (Refsgaard et al. 2010; Ma et al. 2016), dentre os quais o manejo da irrigação (Chalkidis et al., 2016; Jayatilaka

et al., 1998); as mudanças climáticas (House et al., 2017; Luo et al., 2017); a caracterização dos processos hidrológicos (Lørup et al., 1998; Ma et al., 2016); a simulação das vazões máximas (Sahoo et al., 2006); a simulação das áreas de inundação (Thompson et al., 2004); as mudanças de uso da terra (Kalantari et al., 2014; Öztürk et al., 2013); a parametrização e calibração (Andersen et al., 2001; Jaber e Shukla, 2012); entre outros.

No entanto, o sucesso da aplicação da modelagem está diretamente relacionado a uma etapa de calibração e validação (C/V) dos dados simulados. A etapa de calibração consiste em comparação e análise entre os dados observados e simulados para o mesmo período de tempo. Por meio desta comparação, modificações nos parâmetros do modelo são realizadas para diminuir os erros (Feyen et al., 2000). Finalizada a calibração, o modelo é submetido a uma nova simulação sem mudanças no conjunto de parâmetros e, utilizando um período de tempo diferente, os resultados são então novamente comparados e analisados em relação aos observados, sendo esta etapa denominada validação (Refsgaard, 1997). Este processo se repete até que um ajuste adequado entre os dados simulados e observados seja obtido.

Embora teoricamente os modelos de base física distribuídos não precisem ser calibrados, a variabilidade espacial e temporal dos parâmetros limita a caracterização precisa dos mesmos, pois a definição exata desta variabilidade é impossível (Hansen et al., 2007). Outro ponto é que, normalmente, as equações utilizadas para caracterização dos processos são definidas e validadas em escalas menores do que as utilizadas na modelagem de bacias hidrográficas (Feyen et al., 2000), o que leva a erros nos cálculos dos processos (Sahoo et al., 2006).

A escolha dos parâmetros a serem utilizadas na C/V depende tanto do conhecimento prévio sobre os processos e sistemas hidrológicos da bacia hidrográfica, quanto da sensibilidade do modelo às mudanças nos parâmetros (Jaber e Shukla, 2012; Malone et al., 2015). Em relação ao modelo Mike SHE, os parâmetros com maior sensibilidade já identificados foram: a condutividade hidráulica horizontal (Dai et al., 2010; Doummar et al., 2012; Jaber e Shukla, 2012, 2005; Liu et al., 2017; Sahoo et al., 2006; Xevi et al., 1997); a condutividade hidráulica vertical (Doummar et al., 2012; Feyen et al., 2000; Jaber e Shukla, 2012, 2005; Liu et al., 2017); a condutividade hidráulica saturada (Doummar et al., 2012; Jayatilaka et al., 1998; Sultana e Coulibaly, 2011; Wang et al., 2012; Zhang et al., 2008), a detenção do terreno (Dai et al., 2010; Sultana e Coulibaly, 2011); a rugosidade da superfície (Dai et al., 2010; Sultana e Coulibaly, 2011; Xevi et al., 1997; Zhang et al., 2008); o coeficiente de troca ZS-rio (Henriksen et al., 2003; Jaber e Shukla, 2012; Thompson et al., 2004); e alguns parâmetros da vegetação (Doummar et al., 2012; McMichael et al., 2006; Vázquez e Feyen, 2003).

Por serem modelos complexos, a etapa de calibração e validação dos modelos hidrológicos distribuídos e de base física também é complexa e, portanto, maior atenção deve ser despendida nos testes com as modificações dos parâmetros, que podem ser inúmeros. Dentro deste contexto, a etapa de calibração de um modelo hidrológico distribuído pode nunca chegar ao fim, uma vez que sempre existe possibilidade para melhoria (Refsgaard, 1997). A estratégia a ser utilizada durante esta etapa é, portanto, fundamental para obtenção de uma modelagem hidrológica precisa e confiável.

Dentro desta estratégia, especial atenção deve ser dada para bacias hidrográficas localizadas nas regiões tropicais, pois as características locais destas, como os canais de drenagem (Boyero et al., 2009), a dinâmica dos processos hidrológicos (Taniwaki et al., 2017b) e a ação antropogênica de modificação do ambiente influenciam na dinâmica dos recursos hídricos de forma diferente daquela encontrada nas regiões temperadas (Gücker et al., 2009; Wohl et al., 2012). As características de intensidade das precipitações durante as estações chuvosas influenciam nas repostas dos processos hidrológicos, como aumento do escoamento direto e das vazões (Strauch et al., 2015), e o aumento da perda de solo por sedimentos, que é ainda mais severa em locais degradados (Dunne, 1979; Sparovek e Schnug, 2001); por sua vez, a estação seca é caracterizada por vazões baixas e estáveis, as quais, podem ser reduzidas devido às ações antrópicas, podendo levar à diminuição drástica do deflúvio e até mesmo à intermitência destes rios (Bruijnzeel, 2004). Outra singularidade importante destas regiões para a modelagem hidrológica é a interação entre as propriedades físicas e hídricas do solo e os processos hidrológicos, sendo que esta relação governa os componentes dos escoamentos direto e de base do balanço hídrico (Bruijnzeel, 2004; Elsenbeer, 2001). Dessa forma, se torna necessário entender a dinâmica dos modelos hidrológicos distribuídos de base física nesta região, uma vez que as características são diferentes daquelas para as quais os modelos foram desenvolvidos.

Dentro deste contexto, o objetivo geral deste capítulo é descrever e analisar as etapas de calibração e validação de um modelo hidrológico distribuído de base física na região tropical. Espera-se, portanto, compreender os passos das etapas de calibração e validação, assim como as dificuldades inerentes à complexidade da modelagem hidrológica nesta região.

2.2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins (BHRM), localizada no município de Piracicaba, SP. A área de contribuição da bacia hidrográfica é de 2.194,8 ha (Figura 1).

Figura 1. Caracterização da bacia hidrográfica utilizada como área de estudo. (a) Localização da bacia hidrográfica no Estado de São Paulo. Local de instalação dos dois postos pluviométricos e do posto fluviométrico (vertedor). (b) Série histórica de precipitação diária para os dois postos pluviométricos encontrados dentro da bacia hidrográfica (mm) e vazão média diária ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) para os anos de 1999 e 2000. (c) Modelo digital do terreno (MDT), com resolução de 5x5 metros e interpolado a partir das informações de curvas de nível, pontos cotados e hidrografia obtidas na carta topográfica do IGC com escala de 1:10.000. (d) Uso da terra obtido por meio de imagens de satélite para o ano de 2000 (escala 1:10.000). Os dados foram adaptados de Moro (2005), com a exclusão de manchas de uso menores de 1 hectare. (e) Distribuição espacial das classes de texturas definidas para a bacia hidrográfica e localização dos pontos amostrados para determinação, em laboratório, da condutividade hidráulica da zona saturada (Mingoti, 2012).

O clima do local é caracterizado como Cfa, com chuvas concentrados no verão e inverno seco, e uma precipitação média para a região de 1.280 mm (Alvares et al., 2013). O bioma na área é definido como transição entre Cerrado e Mata Atlântica, com vegetação de características Floresta Estacional Semidecidual (Rodrigues, 1999). No entanto, devido a ocupação intensiva desta região ao longo dos anos, a cobertura florestal na bacia hidrográfica apresenta-se degradada e com presença de lianas (Rodrigues, 1999).

No exutório da bacia hidrográfica encontra-se um vertedor de formato triangular (com inclinação 1V:3H), dotado de um sensor para medição do nível de água acoplado a um “datalogger” para a coleta e o registro sub-diário dos dados. O início dos registros dos dados foi em dezembro de 1998, e finalizado em março de 2001 (Moretti, 2001). Os dados de vazão foram posteriormente agrupados em dados diários para utilização neste estudo (Figura 1).

2.2.2. Caracterização física da bacia hidrográfica

2.2.2.1. Elevação do terreno

A partir das cartas topográficas disponibilizadas na escala de 1:10.000 pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC) foram vetorizadas as curvas de nível, os pontos cotados e a rede hidrográfica do local de estudo. O limite da bacia hidrográfica foi então delimitado manualmente com base nestes dados. A elevação do terreno foi obtida por meio da interpolação destes mesmos dados utilizando-se o algoritmo “Topo to Raster”, implementado no “software ArcGIS”. Sendo obtido, desta forma, o modelo digital de terreno (MDT) com resolução espacial de 5m (Figura 1c).

2.2.3. Uso e cobertura da terra

O uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica foi obtido por classificação supervisionada da imagem de satélite SPOT na escala de 1:10.000, no ano de 2000, apresentado por Moro (2005). Posteriormente, e com base neste mapa, as áreas de uso da terra que compunham manchas isoladas menores do que 1 ha foram englobadas na mancha predominante, de modo a limitar as pequenas áreas de uso da terra na bacia hidrográfica.

A classe de uso da terra mais presente na bacia hidrográfica no ano de 2000 foi a cultura da cana-de-açúcar, 58,15% da área total. A vegetação nativa remanescente representa 8,5% da área total e, o restante da área (33,4%) é composto por pastagem (Tabela 1).

Tabela 1. Classes de uso e cobertura da terra definidas na bacia hidrográfica no mapeamento realizado em 2000, com resolução de 20 m. Respektivas áreas e proporções das classes observadas.

Classes de uso e cobertura da terra	Área	
	ha	%
Vegetação nativa	186,5	8,5
Pastagem	731,2	33,4
Cana-de-açúcar	1273,9	58,1
Total	2191,6	100,0

2.2.3.1. Solos

As unidades de mapeamento de solo foram levantadas na bacia hidrográfica por meio de tradagens e observações de perfis topográficos por Teramoto et al. (2001) e Ranieri et al. (1998) na escala de 1:20.000. Cada unidade de mapeamento de solo foi classificada quanto à textura, obtendo-se um total de 6 tipos com base nas informações descritas por Ranieri et al. (1998) e Teramoto et al. (2001). A partir do mapa de solos foram então espacializadas os tipos de textura na bacia hidrográfica originando um mapa de textura da bacia hidrográfica (Figura 1e), sendo que as áreas de cada textura são: argilosa (909,2 ha; 42%), média/argilosa (439,7 ha; 20,3%), arenosa/argilosa (23,4 ha; 1,1%), média (137,9 ha; 6,4%), arenosa (160,1 ha; 7,4%) e média/arenosa (496,7 ha; 22,9%).

2.2.3.2. Caracterização hidrogeológica

A caracterização do lençol freático, ou início da zona saturada (ZS), foi realizada com base na profundidade do solo, profundidade do limite inferior da ZS (ou início do topo rochoso) e nos parâmetros de condutividade hidráulica horizontal e vertical da ZS. A profundidade do solo foi obtida por sondagens realizadas na área em 2012 por Mingoti (2012) (120m de “Standard Penetration Test” – SPT) com o objetivo de determinar a altura do lençol freático da bacia hidrográfica.

A profundidade da ZS foi obtida pela diferença entre o MDT e o modelo digital do topo rochoso, sendo que este último foi gerado a partir do modelo “Height Above the Nearest Drainage” (HAND) por Mingoti (2012). No entanto, a profundidade da ZS foi ajustada para este estudo em um máximo de 100 m e mínimo de 5 metros, sendo o primeiro valor baseado nos estudos de Feitosa et al. (2008). A profundidade de 5 metros, por outro lado, foi obtida por meio

de testes nos quais buscava-se diminuir a presença do lençol freático na superfície, portanto é um valor ajustado para a realidade da bacia hidrográfica e do trabalho em questão.

2.2.4. Caracterização meteorológica

2.2.4.1. Precipitação

Foram instalados dois postos pluviométricos na bacia hidrográfica (Figura 1) com “dataloggers” para registro horário dos dados de precipitação (Moretti, 2001). A precipitação foi registrada em escala horária, com o período de coleta iniciando em janeiro de 1999, e finalizado em dezembro de 2001. A precipitação foi, portanto, espacializada na bacia de acordo com a localização dos postos pluviométricos. A relação entre os postos foi de 0,62 e está apresentada na Figura 2. Esta distribuição seguiu o método do triângulo de Thiessen para distribuição das áreas influenciadas pelos postos.

Figura 2. Relação entre os dados diários de precipitação (mm) obtidos nos dois postos pluviométricos da bacia hidrográfica.

2.2.4.2. Evapotranspiração de referência (ET_{REF})

A evapotranspiração de referência (ET_{REF}) foi calculada utilizando a equação de Penman-Monteith modificada pela FAO (Allen et al., 1998) na escala horária. As variáveis climáticas necessárias para o cálculo (radiação líquida, $MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$; temperatura do ar, $^{\circ}C$; umidade relativa do ar, %; velocidade do vento a 2m, $m\ s^{-1}$; e precipitação, mm) foram provenientes de uma estação meteorológica automática localizada a 11,5 km de distância da bacia hidrográfica, a qual está situada nas coordenadas (UTM) -221.379 m e -7.473.744 m. Os dados estão disponíveis com frequência de 15 minutos a partir do ano de 1997 até o presente. Ao relacionar os dados de

precipitação coletados nos postos pluviométricos da bacia hidrográfica e aqueles coletados pela estação automática foi possível obter uma relação linear (R^2 de 0,53). Baseado nisto, e sabendo que esta estação automática é a mais próxima da bacia hidrográfica, considerou-se que, embora a distância possa interferir na distribuição e quantificação dos dados meteorológicos, os dados da estação meteorológica podem ser utilizados para caracterizar ET_{REF} nesta bacia hidrográfica.

Por ter sido obtida apenas de uma estação meteorológica a ET_{REF} foi considerada variando no tempo e uniforme no espaço.

2.2.5. Modelo hidrológico distribuído de base física

O modelo hidrológico distribuído utilizado neste estudo foi o MIKE SHE, que pode ser caracterizado como um modelo com código distribuído, determinístico e de base física (Abbott et al., 1986b; Vázquez et al., 2002). Desde a sua concepção o código SHE vem sendo desenvolvido para cobrir todos os processos do ciclo hidrológico (e.g. evapotranspiração, escoamento superficial, etc.), assim como as interações entre os mesmos (DHI, 2016a), como esquematizado na Figura 3. Além disso, o modelo tem sido aperfeiçoado ao longo do tempo, com novas soluções numéricas sendo desenvolvidas (Refsgaard et al., 2010).

Figura 3. Esquema representando a estrutura do modelo Mike SHE na simulação dos processos de interceptação, escoamento superficial, infiltração, fluxo de água na zona não saturada, fluxo de água na zona saturada, evapotranspiração e escoamento no canal. Adaptado de Abbott et al. (1986b).

Como esquematizado, o módulo de movimento da água no solo compõe a principal estrutura do modelo, sendo que o processo de escoamento superficial e escoamento no canal são calculados pela equação de Saint-Venant com solução numérica em duas dimensões (superficial) e uma dimensão (canal). Para a zona não saturada (ZNS) o modelo utiliza a equação completa de Richards (1D) por meio da relação da umidade do solo com a curva de retenção e condutividade hidráulica. No entanto o modelo desconsidera o movimento horizontal e calcula apenas o fluxo vertical em uma dimensão. O método completo de Richards representa um dos processos que mais exige poder computacional, mas é um dos mais precisos para simular os fluxos de água na ZNS (Jaber e Shukla, 2012).

Por outro lado, a zona saturada (ZS) utiliza a equação tri dimensional (3D) da equação de Darcy para as variáveis espaciais e temporais e possui uma solução numérica iterativa com diferenças finitas (DHI, 2016b; Sahoo et al., 2006).

Para o cálculo do processo de evapotranspiração real (E_{Tr}), o modelo utiliza o método de Kristensen e Jensen (1975) e a evapotranspiração de referência ($E_{T_{REF}}$) calculada pela equação de Penman-Monteith modificada pela FAO (Allen et al., 1998).

O detalhamento dos métodos citados, assim como as equações numéricas utilizadas, encontra-se descritos no ANEXO A.

2.2.5.1. Construção e parametrização do modelo

A etapa de parametrização do modelo envolve a compilação dos dados já mensurados na bacia hidrográfica e a busca em literatura daqueles ainda não mensurados. Esta etapa é fundamental na modelagem uma vez que é neste momento que serão definidos quais parâmetros são obtidos por mensuração em campo (parâmetros com maior grau de confiança), quais podem ser obtidos em literatura e quais são definidos como calibráveis.

2.2.5.1.1. Grid e tempo de processamento

A duração do tempo de processamento (“time step”) influencia a estabilidade numérica do modelo, portanto, menores valores podem simular resultados mais precisos, no entanto, quando excessivamente pequenos podem levar a um tempo de processamento inviável na prática (Feyen et al., 2000). Neste estudo, os processos do escoamento superficial e zona não saturada foram definidos com um tempo de processamento de 0,5 horas (30 minutos) e para a zona saturada o tempo de processamento foi de 1,0 hora. Sendo que o tempo de processamento inicial foi definido para 0,5 horas.

Para a distribuição espacial dos parâmetros foi utilizado mapa de “grid” (células de processamento), no qual cada célula do “grid” possui valor. Para este estudo o tamanho da célula utilizada foi de 20 por 20 metros, pois se buscou balancear a discretização espacial do modelo e o poder computacional necessário para simulações com células mais finas. Esta escolha é dependente de outros fatores como o grau de heterogeneidade dos dados de entrada, o tamanho da bacia hidrográfica e a resolução necessária dos resultados para alcançar os objetivos propostos (Feyen et al., 2000).

2.2.5.1.2. Definição e caracterização dos canais de drenagem

A caracterização dos canais de drenagem foi realizada pela definição do formato da calha, comprimento do canal e rugosidade do mesmo. Todo o processo de definição dos canais de drenagem, assim como os cálculos dos processos envolvendo o escoamento no canal, ocorreram no modelo Mike 11, que posteriormente foi acoplado ao Mike SHE por meio dos links entre rio-superfície e rio-ZS (DHI, 2016a).

O formato da calha na bacia foi obtido em Moretti (2001) e Mingoti (2012) e baseado na ordem do rio: para os rios de ordem inferior a terceira as dimensões (comprimento x profundidade) de calha foram 3,3 m x 0,6 m; para os rios com ordem superior a terceira as

dimensões foram as utilizadas em Mingoti (2012) 6,0 m x 1,6 m. O formato da calha do vertedor foi baseado naquela fornecida por Moretti (2001).

A resistência do leito do rio foi considerada uniforme para todos os trechos ($28 \text{ s m}^{-1/3}$ baseado no número de Manning) (Chow, 1959). Foi também necessário definir a altitude em que se encontram os canais de drenagem. Deste modo, foi realizada uma interpolação entre os dados definidos para cada seção transversal do canal. Estes valores foram obtidos com base na profundidade do MDT, ou seja, para cada seção foi determinada uma cota de altitude em metros, sendo realizada uma interpolação linear entre as seções consecutivas para determinação de toda a drenagem (DHI, 2016a). Posteriormente, foi necessário realizar um refinamento do número de seções transversais para ajuste da altitude, com o objetivo de melhorar a interpolação entre as seções e evitar que a altitude da calha do rio fosse maior do que a do terreno. Ao todo foram utilizadas 218 seções transversais para representar o formato dos canais de drenagem.

No entanto, uma vez que foi possível constatar a intermitência dos rios de primeira ordem e, em alguns casos, a inexistência destes nas imagens de satélite da área, os mesmos foram excluídos do modelo. Após a exclusão dos rios de primeira ordem a bacia hidrográfica pode ser caracterizada com uma bacia de 4ª ordem com extensão de 40,7 km de canal de drenagem.

A caracterização dos canais ainda envolve a definição das variáveis de fluxo mínimo de vazão nas “condições limites” (ou nascentes e exutório), valores iniciais de lâmina de água e vazão. Um dos principais parâmetros que envolve a movimentação do fluxo de água entre a ZS e o rio foi definido aqui como coeficiente de troca ZS-rio (ZS-Rio) (DHI, 2016c), e possui um valor inicial de 1.10^{-6} s^{-1} (Henriksen et al., 2003). Para a caracterização das condições limites e para evitar instabilidades numéricas no modelo Mike 11, é necessário definir um fluxo mínimo de vazões mínimas constantes para cada nascente (DHI, 2016d), este valor foi definido inicialmente como $1.10^{-3} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, que representa a vazão mínima da bacia hidrográfica (Q99) (Brown et al., 2005). Ainda em relação à caracterização, foram definidos os valores de 0,1 m e $0,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ como valor inicial de lâmina de água e vazão, respectivamente.

2.2.5.1.3. Parametrização da zona saturada (ZS)

A parametrização da ZS foi feita de forma uniforme no espaço para os parâmetros de condutividade hidráulica vertical (K_y) e horizontal (K_x). Para isto, foram utilizados os dados de condutividade hidráulica coletados por Mingoti (2012) em 4 pontos na bacia hidrográfica (Figura 1e), dos quais foram obtidas a média para definição dos valores tanto para o K_x quanto para o K_y , portanto o valor inicial foi de $9.44\text{E}^{-8} \text{ m s}^{-1}$.

De forma uniforme no espaço os parâmetros de rendimento específico ($S_Y = 0,2$) e coeficiente de armazenamento ($S_s = 1.10^{-4} \text{ L}^{-1}$) foram definidos para a caracterização da ZS (DHI, 2016a; Feitosa et al., 2008), no entanto, o S_Y é um parâmetro passivo, ou seja, precisa ser determinado, mas é substituído durante as simulações pela diferença entre capacidade de campo e ponto de murcha permanente da ZNS (Refsgaard, 1997).

Foi admitido para a bacia hidrográfica que os limites topográficos coincidem com os limites do lençol freático, portanto nenhum fluxo foi simulado entrando ou saindo dos limites da bacia (“no-flow” nas condições de limite).

2.2.5.1.4. Parametrização da zona não saturada (ZNS)

Para a utilização da equação completa de Richards é fundamental o detalhamento das propriedades do solo, sendo necessária a obtenção dos valores da curva de retenção da água no solo e da função da condutividade hidráulica saturada (K_0) em relação a umidade volumétrica do solo (θ). Os parâmetros utilizados para caracterizar a zona não saturada foram obtidos em Mingoti (2012). De modo a obter os valores dos parâmetros da ZNS para cada tipo de textura, as localizações dos pontos de coleta das amostras indeformadas de solo foram relacionadas com o mapa de textura (Figura 4), sendo, portanto, obtido para cada amostra uma textura correspondente. Quando mais de um ponto pertencia a mesma textura foi realizada uma média dos valores ponderando-a pela área de cada tipo de textura.

Para cada tipo de solo mapeado na bacia hidrográfica uma curva de retenção da água no solo foi obtida para duas profundidades (camada superficial e subsuperficial, representadas pelas letras A e B, respectivamente) por meio de amostras indeformadas, as quais, posteriormente, foram submetidas à câmara de Richards para obtenção da umidade em tensões de 0 kPa (saturação), 10 kPa, 30 kPa, 70 kPa e 1500kPa (Mingoti, 2012) (Figura 4). Os valores de 10 kPa e 1500 kPa foram considerados capacidade de campo e ponto de murcha permanente, respectivamente. Para o parâmetro de saturação efetiva (“Effective saturation”), definido como o volume de água ligeiramente menor do que o volume obtido em saturação (DHI, 2016b), foi utilizado um valor 10% menor do que o volume no ponto de saturação. Para relacionar estes dados com as texturas os tipos de solo com mesma textura foram fundidos e seus valores obtidos por meio da média ponderada pela área de cada tipo de solo.

Figura 4. Curvas de retenção da água no solo com o potencial matricial (kPa) em função da umidade ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) em duas profundidades (sendo A a camada superficial e B a camada subsuperficial) para as seis diferentes texturas presentes na bacia hidrográfica.

A condutividade hidráulica saturada também foi obtida para cada textura de solo por meio de amostras indeformadas com o método de permeâmetro de carga constante. A relação entre K_s - θ foi parametrizada pelo modelo de van Genuchten (van Genuchten, 1980), utilizando o software “Soil Water Retention Curve” (SWRC - v3.0) (Dourado-Neto et al., 2000) (Tabela 2).

Tabela 2. Valores dos parâmetros utilizados para a obtenção da relação entre condutividade hidráulica saturada e a umidade do solo para cada tipo de textura mapeado na bacia hidrográfica. Onde: A é a camada superficial; B é a camada subsuperficial; K_0 é a condutividade hidráulica saturada; α , m e n são os parâmetros obtidos pelo modelo de van Genuchten (van Genuchten, 1980); e l é o fator de forma.

Textura	Área		K_0	α	m	n	l
	ha	%	mm h ⁻¹	1 cm ⁻¹	-	-	-
argilosa A	909,2	42,0	7,3	0,018	0,413	1,703	0,5
argilosa B			7,3	0,018	0,413	1,703	0,5
média/argilosa A	439,7	20,3	33,2	0,024	0,459	1,853	0,5
média/argilosa B			11,6	0,024	0,448	1,811	0,5
arenosa/argilosa A	23,4	1,1	74,2	0,049	0,449	1,816	0,5
arenosa/argilosa B			17,3	0,017	0,414	1,705	0,5
média A	137,9	6,4	20,4	0,033	0,389	1,641	0,5
média B			20,4	0,033	0,389	1,641	0,5
arenosa A	160,1	7,4	6,0	0,009	0,398	1,661	0,5
arenosa B			6,0	0,009	0,398	1,661	0,5
arenosa/média A	496,7	22,9	16,4	0,022	0,449	1,816	0,5
arenosa/média B			5,7	0,016	0,370	1,587	0,5

A discretização vertical do solo utilizada foi baseada no aumento da resolução progressivamente ao aumento de profundidade (Feyen et al., 2000) com 20 cm no primeiro metro, 50 cm por cinco metros e 1 metro no restante.

Para a caracterização da quantidade água que alcança a ZS direto da superfície por meio dos macroporos, o modelo permite a utilização de um mecanismo (“bypass”) que representa uma relação empírica e direta com a água que infiltra na ZNS (DHI, 2016d), e pode influenciar os demais processos tanto em relação ao escoamento superficial como na dinâmica da água na ZS (Jayatilaka et al., 1998). Neste estudo foi utilizado o mecanismo “bypass” para representação simplificada do fluxo de água nos macroporos, para tal a infiltração é dividida em duas partes: uma que percola pela matriz do solo e a outra que percola diretamente para a ZS (DHI, 2016b). O mecanismo de macroporos depende da capacidade de campo e do ponto de murcha permanente do solo, pois o fluxo de água através dos macroporos é maior em condições de umidade, quando a água está acima da capacidade de campo, e, tende a zero, quando o solo está mais seco, ou seja, perto do ponto de murcha permanente (DHI, 2016a).

2.2.5.1.5. Parametrização do uso da terra

Para a caracterização dos processos hidrológicos de escoamento superficial e evapotranspiração real foram levantados parâmetros que caracterizassem os três tipos de cobertura definidas. Os valores utilizados nesta caracterização estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Valores dos parâmetros obtidos para a caracterização dos processos de evapotranspiração real e escoamento superficial, ambos com base nas classes de uso e cobertura da terra encontradas na bacia hidrográfica (C_{INT} : capacidade de interceptação; C1, C2 e C3: coeficiente empíricos de Kristensen e Jensen (1975); AROOT: distribuição de massa das raízes; S: detenção de água na superfície).

Processos	Parâmetros	Unidade	Classes de uso do solo			
			Global	Vegetação nativa	Pastagem	Cana-de-açúcar
Evapotranspiração real (E_{Ta})	C_{INT}	mm	0,5	-	-	-
	C1	-	0,3 ⁽¹⁾	-	-	-
	C2	-	0,2 ⁽¹⁾	-	-	-
	C3	mm dia ⁻¹	30 ⁽⁴⁾	-	-	-
	AROOT	1 m ⁻¹	0,1 ⁽¹⁾	-	-	-
Escoamento superficial	S	mm	-	5 ⁽²⁾	2 ⁽³⁾	2 ⁽³⁾

(1) DHI (2016b); (2) Jayatilaka et al. (1998); (3) Wang et al. (2012); (4) Sahoo et al. (2006).

Os parâmetros de Índice de Área Foliar (IAF), profundidade das raízes (RD) e coeficiente da cultura (Kc) foram distribuídos ao longo do tempo de modo a se obter a caracterização de crescimento e corte dos tipos de uso da terra (Tabela 4). O IAF utilizado na caracterização da bacia hidrográfica foi mensurado no trabalho de Xavier e Vettorazzi (2003), que coletaram os dados por meio de campanhas de campo, as quais tinham como objetivo analisar o dossel das coberturas (equipamento LAI-2000) e gerar índices de área foliar, o local de estudo também foi a bacia hidrográfica alvo deste estudo.

A colheita da cana-de-açúcar foi baseada nos dados de Xavier e Vettorazzi (2003), os quais foram obtidos na própria bacia hidrográfica. Para este estudo considerou-se um ciclo anual da cultura – 12 meses (Silva et al., 2016) - com o período de colheita concentrada no mês de julho (Xavier e Vettorazzi, 2003).

Para o parâmetro de rugosidade do terreno - determinado por meio do número de Manning (M) (Tabela 5), que é o inverso do convencional parâmetro do número de Manning's

(n) - as classes de uso e cobertura da terra foram combinadas entre as quatro classes de solo: Latossolos Vermelhos, Argissolos Vermelhos, Cambisolos Háplicos e Neossolos Litólicos. Os valores foram baseados na equação deduzida por Mingoti (2012), na qual o valor do número de Manning é derivado do valor da curva número para cada conjunto de uso e tipo.

Tabela 4. Desenvolvimento e caracterização da cultura da cana-de-açúcar, pastagem e vegetação nativa para a bacia hidrográfica. Onde: IAF são os índices de área foliar; Kc é o coeficiente da cultura; e PR é a profundidade de raízes.

Dias	IAF ⁽¹⁾	Kc ⁽²⁾	PR ⁽³⁾	IAF ⁽¹⁾	Kc ⁽⁴⁾	PR ⁽⁴⁾	IAF ⁽¹⁾	Kc ⁽⁴⁾	PR ⁽⁵⁾
	m ² m ⁻²	-	mm	m ² m ⁻²	-	mm	m ² m ⁻²	-	mm
	Cana-de-açúcar			Pastagem			Vegetação nativa		
31	1,61	1,13	1.914	1,7	0,75	1.000	3,8	1,0	7.000
61	1,71	1,15	2.471	1,6	0,75	1.000	4,1	1,0	7.000
92	1,76	1,17	3.029	2,2	0,75	1.000	3,4	1,0	7.000
122	1,77	1,18	3.586	1,5	0,75	1.000	3,0	1,0	7.000
153	1,89	1,20	4.143	1,8	0,75	1.000	2,8	1,0	7.000
184	2,15	0,95	4.700	1,9	0,75	1.000	2,5	1,0	7.000
212	0,00	0,00	0	1,5	0,75	1.000	3,0	1,0	7.000
243	0,33	0,50	200	0,9	0,75	1.000	2,3	1,0	7.000
273	0,66	0,80	300	1,1	0,75	1.000	2,4	1,0	7.000
304	0,59	1,00	500	1,0	0,75	1.000	2,8	1,0	7.000
334	0,87	1,10	800	0,9	0,75	1.000	3,7	1,0	7.000
365	1,38	1,12	1.357	1,3	0,75	1.000	3,9	1,0	7.000

(1) Xavier e Vettorazzi (2003); (2) Monteiro e Sentelhas (2014); (3) Battie Laclau e Laclau (2009); (4) Allen et al. (1998); (5) Canadell et al. (1996)

Tabela 5. Valores do número do Manning (M) obtidos para caracterização do processo de escoamento superficial com base nas classes de uso e cobertura da terra e tipo do solo encontrados na bacia hidrográfica, obtidos por meio da relação deduzida por Mingoti (2012) entre curva número e número de Manning.

Classe de uso e cobertura da terra	Tipo de solo	M
		m ^{-1/3} s ⁻¹
Vegetação nativa	Latossolo	7
	Argissolo	15
	Cambissolo	25
	Neossolo	32
Pastagem	Latossolo	13
	Argissolo	24
	Cambissolo	34
	Neossolo	42
Cana-de-açúcar	Latossolo	7
	Argissolo	17
	Cambissolo	27
	Neossolo	34

2.2.6. Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade (AS) foi conduzida a partir da comparação entre dados de deflúvio (Q), vazões de máxima (Q5 – valor de vazão igualada ou excedida em 5% do tempo) e vazões de mínima (Q70-99 – valor de vazão igualada ou excedida de 70% a 99% do tempo) variando-se os parâmetros um de cada vez. Tendo como base os diversos estudos já publicados utilizando os modelos hidrológicos distribuídos de base física, e em especial o Mike SHE (Henriksen et al., 2003; Sahoo et al., 2006; Xevi et al., 1997), foram definidos um conjunto básico de cinco processos (ZS, NZS, escoamento superficial e no canal e vegetação) que caracterizam a bacia hidrográfica, e dentro dos quais os parâmetros considerados mais sensíveis na literatura foram variados um por vez para serem testados quanto a sua influência nas variáveis. São estes:

- Zona saturada:
 - Condutividade hidráulica horizontal
 - Condutividade hidráulica vertical
- Zona não saturada
 - Condutividade hidráulica saturada
- Escoamento superficial
 - Número de Manning do terreno (rugosidade)
 - Detenção superficial
- Escoamento no canal
 - Número de Manning no canal (rugosidade)
 - Coeficiente de troca ZS-rio
- Vegetação
 - C_{INT}
 - IAF
 - C1
 - C2
 - C3
 - AROOT

A sensibilidade do modelo às mudanças nos parâmetros foi mensurada com base no valor absoluto máximo da taxa de mudança do deflúvio, vazão máxima e mínima em relação à taxa de mudança no parâmetro (Dubus e Brown, 2002), seguindo a Eq.(1):

$$S_r = \max \left| \frac{P}{Q} \cdot \frac{\Delta Q}{\Delta P} \right| \quad (1)$$

Em que,

Sr = sensibilidade relativa;

P = valor do parâmetro;

Q = valor da variável;

ΔP = variação do parâmetro;

ΔQ = variação na variável.

Uma vez que o valor de Sr é relativo e normalizado os diferentes parâmetros podem ser comparados entre si, sendo que o maior valor de Sr indica maior sensibilidade da variável (e.g. deflúvio) ao parâmetro (Yuan et al., 2015). De modo a testar apenas a sensibilidade dos parâmetros, neste primeiro momento os parâmetros distribuídos quanto ao tipo de solo e uso do solo foram simulados de maneira uniforme no espaço, sendo utilizada a média destes atributos.

2.2.7. Metodologia de calibração e validação

A abordagem para o processo de calibração e validação dos dados simulados foi o método manual por meio de tentativa e erro até um ajuste estatisticamente satisfatório entre dados observados e simulados (Figura 5) (Lørup et al., 1998; Vázquez et al., 2002).

Figura 5. Esquema dos passos metodológicos utilizados neste estudo para as etapas de calibração do modelo. Adaptado de Feyen et al. (2000).

Para a comparação e análise entre dados observados e simulados foi utilizado o método de separação dos dados em períodos iguais: um para a calibração (1999) e outro para a validação (2000) (Daggupati et al., 2015).

Em relação à etapa de ajuste dos parâmetros, a abordagem proposta dividiu-se em três partes: calibração das vazões mínimas, calibração dos picos de vazão e calibração dos processos de evapotranspiração e interceptação. O critério de escolha dos parâmetros a serem utilizados na calibração baseou-se tanto na “confiabilidade” do parâmetro, quanto no entendimento de quais parâmetros influenciam os resultados desejados (Jaber e Shukla, 2012).

Para o ajuste das vazões mínimas foram testados os parâmetros de:

- condutividade hidráulica horizontal (K_x); e
- coeficiente de troca ZS-rio.

Após o ajuste satisfatório da vazão mínima foram realizados testes para aprimorar os índices referentes aos picos de vazão, sendo que os parâmetros modificados foram:

- condutividade hidráulica saturada (K_0)
- rugosidade no canal (M_{CAN});
- retenção de água na superfície (S); e
- rugosidade na superfície (M).

Após ajustado para simular com eficiência as vazões mínimas e os picos de vazão, o modelo foi testado para melhorar a eficiência de simulação dos processos de evapotranspiração real (E_{Tr}) e interceptação (INT), ambos resultados fornecidos pelo modelo em uma série histórica diária para o período pré-estabelecido. Para este ajuste os parâmetros modificados foram:

- índice de área foliar (IAF);
- coeficiente de interceptação (C_{INT}); e
- parâmetros $C1$, $C2$ e $C3$.

Uma vez que os processos de E_{Tr} e INT não possuem dados observados para comparação, baseou-se em resultados obtidos em outros estudos realizados o mais próximo possível da área de estudo (Fernandes et al., 2017; Monteiro e Sentelhas, 2014; Nassif et al., 2014; Sentelhas et al., 1999; Silva et al., 2016). Esta etapa de verificação dos processos permite uma maior robustez do modelo, e vem sendo indicada para melhorar a etapa de calibração e validação (Daggupati et al., 2015; Thirel et al., 2015a).

Com o intuito de reduzir o número de parâmetros que influenciam os resultados e que podem prejudicar a interpretação dos resultados e da análise de eficiência, cada parâmetro foi ajustado separadamente, ou seja, os demais foram mantidos fixos para que a influência dos parâmetros modificados fosse analisada.

2.2.7.1. Comparação e análise da eficiência do modelo

A escolha do índice de eficiência depende do objetivo da modelagem hidrológica, assim como dos dados observados disponíveis (Refsgaard e Storm, 1996). A utilização de modelos numéricos é recomendada para avaliar a calibração do modelo, no entanto, também é fundamental utilizar comparações gráficas (Daggupati et al., 2015; Refsgaard e Storm, 1990; Thirel et al., 2015b). Por essa razão, neste estudo, a análise da eficiência foi realizada de três formas: comparação visual, comparação relativa e modelos numéricos (Figura 6).

Figura 6. Esquema referente às três propostas de comparação entre os dados observados e simulados, onde FDC é a curva de permanência da vazão, FDC índices são os coeficientes de vazão máxima (Q5), média (Q50) e mínima (Q70-99), NSE é o índice de Nash-Sutcliffe, e KGE' é o índice de eficiência Kling-Gupta modificado.

A comparação para escolha do melhor conjunto de parâmetros calibrados foi realizada entre os dados de deflúvio observados e simulados. Estes dados foram comparados por meio da

análise visual das curvas de permanência da vazão (em inglês “Flow duration curve” - FDC), de um gráfico de pontos (observado x simulado), e da comparação relativa entre os valores dos índices de vazão máxima (Q5), média (Q50), mínima (Q70-99) (Moriasi et al., 2015; Thirel et al., 2015b), e o deflúvio anual dos conjuntos de dados simulados e observados. A avaliação da performance utilizando-se análise visual é mais subjetiva e pode ser realizada nas primeiras simulações para identificar as principais divergências. Apesar de ambas as técnicas de avaliação terem sido combinadas, o maior peso na decisão recaiu sobre as análises estatísticas (Feyen et al., 2000). Para isto foram utilizados os índices de eficiência conforme Tabela 6. O objetivo do ajuste dos parâmetros entre as simulações foi de maximizar os índices de eficiência e diminuir os erros entre os índices da curva de permanência e do deflúvio anual.

Tabela 6. Relação dos índices de eficiência utilizados e as respectivas fórmulas (n: número de dias do período; Q_{obs} e Q_{sim}: deflúvio observado e simulado, respectivamente; μ : média dos valores de deflúvio para o período; σ : desvio padrão). Adaptado de Thirel et al. (2015), Ritter e Munoz-Carpena (2013) e Moriasi et al. (2015).

Índice	Fórmula matemática	Descrição	Valor ótimo
NSE	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(i) - Q_{sim}(i))^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(i) - \mu(Q_{obs}))^2}$	Índice de eficiência de Nash-Sutcliffe	1
R ²	$\left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(i) - \mu Q_{obs}) \cdot (Q_{sim}(i) - \mu Q_{sim})}{\sigma Q_{sim} \cdot \sigma Q_{obs}} \right]^2$	Coeficiente de determinação	1
NSE _{BASE}	$1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{Q_{obs}(i) + \varepsilon} - \frac{1}{Q_{sim}(i) + \varepsilon} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{1}{Q_{obs}(i) + \varepsilon} - \mu \frac{1}{(Q_{obs} + \varepsilon)} \right)^2}$	Adaptação do índice de eficiência de Nash-Sutcliffe para as vazões base	1
KGE'	$1 - \sqrt{(r - 1)^2 + ((Bias) - 1)^2 + \left(\left(\frac{\sigma(Q_{sim})/\mu(Q_{sim})}{\sigma(Q_{obs})/\mu(Q_{obs})} \right) \right)^2}$	Índice de eficiência de Kling-Gupta modificado	1
RMSE	$\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Q_{obs}(i) - Q_{sim}(i))^2}$	Raiz do erro quadrático médio	1
r	$\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(i) - \mu Q_{obs}) \cdot (Q_{sim}(i) - \mu Q_{sim})}{\sigma Q_{sim} \cdot \sigma Q_{obs}}$	Coeficiente de correlação linear	1
PBIAS	$\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs}(i) - Q_{sim}(i))}{\sum_{i=1}^n Q_{obs}(i)} \times 100$	Porcentagem de viés	0

O índice de eficiência Kling-Gupta modificado (KGE') deriva do índice de eficiência de Gupta (KGE) (Gupta et al., 2009), modificado por Kling et al. (2012), e recomendado para análises hidrológicas em relação ao índice de Nash-Sutcliffe (NSE), que, embora amplamente utilizado (Chiew e McMahon, 1993; Moriasi et al., 2015), tem apresentado algumas desvantagens em estudos de modelagem (Gupta et al., 2009; Thirel et al., 2015b). O índice NSE_{BASE} foi escolhido por proporcionar uma boa avaliação dos períodos de mínima (Pushpalatha et al., 2012).

Os índices de Raiz quadrática do erro (RMSE) e de porcentagem do viés (PBIAS) ainda são muito utilizados como critério de avaliação (Ritter e Munoz-Carpena, 2013; Zhang et al., 2016), pois indicam, em porcentagem, se os dados simulados estão superestimando ou subestimando os valores observados (Moriasi et al., 2015; Xevi et al., 1997). O coeficiente de determinação (R^2) é utilizado para identificar a relação entre os dados simulados e observados, e é muito utilizado em estudos de calibração e validação dos modelos hidrológicos (Moriasi et al., 2015).

Os limites para definir quando a calibração pode ser considerada aceitável, boa, muito boa ou insatisfatória foram baseados naqueles propostos por Moriasi et al. (2015), nos quais o modelo é considerado satisfatório para simulações quando o $R^2 > 0,6$, $NSE > 0,5$ e $PBIAS \leq 15\%$ em uma escala diária de dados. Para os dados de NSE_{BASE} e KGE' foi considerado o mesmo limite adotado para NSE. Em relação ao RMSE quanto menor for o valor melhor é considerada a performance do modelo (Moriasi et al., 2015).

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Análise de sensibilidade (AS) do modelo

Os resultados da AS estão resumidos na Tabela 7, na qual são apresentados os valores da sensibilidade relativa (S_r), em porcentagem, das variáveis de deflúvio, vazão mínima (Q70-99) e picos de vazão (Q5) para cada um dos parâmetros modificados.

Tabela 7. Análise de sensibilidade realizada com o modelo Mike SHE para os parâmetros de condutividade hidráulica horizontal (K_X), condutividade hidráulica vertical (K_Y), condutividade hidráulica saturada (K_0), número de Manning do terreno (M), detenção superficial (S), número de Manning no canal (M_{CAN}), coeficiente de troca ZS-rio, coeficiente de interceptação (C_{INT}), coeficientes de evapotranspiração (C_1 , C_2 e C_3) e índice de distribuição das raízes ($AROOT$). S_r é a sensibilidade relativa de determinado parâmetro no deflúvio, vazões mínimas (Q_{70-99}), vazão máxima (Q_5).

Processos	Parâmetros	S_r		
		Deflúvio	Q_{70-99}	Q_5
		%		
Zona Saturada	K_X	34,4	134,4	2,5
	K_Y	0,0	0,1	0,2
Zona não Saturada	K_0	0,8	2,8	5,8
	M	0,1	0,0	5,0
	S	1,5	0,1	0,5
	M_{CAN}	0,1	0,0	9,7
Canal	ZS-rio	0,0	0,2	0,0
	C_{INT}	0,8	0,1	0,7
Vegetação	C_1	12,8	20,7	10,3
	C_2	5,5	10,6	4,6
	C_3	1,0	0,6	6,2
	$AROOT$	1,5	1,6	2,0

A condutividade hidráulica horizontal foi o parâmetro que mais apresentou influência sob os dados de deflúvio simulado, sendo que o valor máximo de S_r foi de 34,4%. Também para a variável de vazão mínima (Q_{70-99}) o parâmetro K_X foi o mais influente entre os testados. No entanto, para os picos de vazão este parâmetro resultou em um máximo de 2,5% de sensibilidade. Em relação ao parâmetro K_Y , este apresentou, para as três variáveis, valores de S_r abaixo de 1%, o que não o classifica como uma variável de influência neste caso.

Em relação à zona não saturada, o parâmetro de detenção de água na superfície (S) apresentou a maior variação no deflúvio (1,5%) entre os parâmetros testados, sendo inclusive maior do que a variação apresentada pelo K_0 (0,8%). Por outro lado, ao analisar apenas a sensibilidade relativa no Q_5 o maior S_r ocorreu para a rugosidade no canal (9,7%), seguida pela K_0 e M (6% e 5%, respectivamente).

O parâmetro de troca entre a ZS e os canais de drenagem (ZS-Rio) não apresentou sensibilidade relativa elevada em relação aos demais parâmetros, atingindo valores abaixo de 1%

para as três variáveis, sendo que a maior sensibilidade deste parâmetro foi em relação as vazões mínimas (Q70-99) com valor de 0,2%.

Em relação aos parâmetros da vegetação os parâmetros C1 e C2 apresentaram os maiores índices de Sr para as três variáveis, permanecendo atrás apenas do K_x . O C3 e o AROT^T também apresentaram índices de Sr elevados em comparação aos demais parâmetros. O C_{INT} , no entanto, foi o parâmetro de vegetação que menos influenciou nas três variáveis testadas, sendo que para o deflúvio a sensibilidade foi de apenas 0,8%.

2.3.2. Calibração e validação

Para a simulação dos dois anos de C/V, em um computador (“desktop”) com processador Intel core i5 com 4 núcleos e memória RAM de 8GB, o modelo precisou de 19 horas para finalizar o processo, sendo que este tempo está relacionado diretamente ao tempo de processamento (“time step”) utilizado e o tamanho da célula (Vázquez et al., 2002; Xevi et al., 1997). Para o período de 24 horas foram utilizados 20m x 20m de tamanho da célula e um tempo de processamento de 0,5 horas. Por se tratar de variáveis que podem influenciar não apenas o tempo de simulação, mas também os resultados (Xevi et al., 1997) e a estabilidade do modelo (DHI, 2016b), tanto o tamanho da célula quanto o tempo de processamento foram definidos em uma etapa pré-calibração de modo a diminuir as instabilidades e erros. Portanto, não foram realizadas modificações nestas variáveis durante a etapa de calibração e validação.

Devido ao tempo de processamento elevado os testes de alterações das variáveis foram realizados apenas para o ano de 1999. Após a seleção do melhor conjunto de parâmetros a simulação foi realizada para os anos de 1999 e 2000 e os índices da C/V foram obtidos para todo o período.

Após as primeiras simulações observou-se que o valor inicial de $1.10^{-3} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ para caracterização das condições limites das nascentes (vazão mínima) era excessivamente alto. Este valor foi, então, reduzido para condizer com a realidade da bacia hidrográfica até um valor de $1.10^{-8} \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a partir deste valor os resultados das mínimas já não eram mais afetados e o modelo Mike 11 começou a apresentar instabilidade numérica.

O esquema dos passos seguidos para realizar a calibração e validação de um modelo distribuído de base física encontra-se na Figura 7.

Figura 7. Esquema da sequência de passos propostos para a calibração de um modelo hidrológico distribuído de base física na região tropical. Em que: condutividade hidráulica horizontal (K_x), coeficiente de troca ZS-rio, condutividade hidráulica saturada (K_0), detenção superficial (S), coeficiente de interceptação (C_{INT}), coeficientes de evapotranspiração ($C1$ e $C2$), vazão observada (Q_{obs}) e vazão simulada (Q_{sim}).

Na Figura 8 encontram-se os dados de vazão observados e duas simulações de um ano utilizando-se o conjunto de parâmetros base. A diferença entre as simulações é o aquecimento inicial do modelo. Nesta etapa pode-se observar que existe uma subestimativa dos valores de vazão para a simulação sem o aquecimento ($SIM_sem_aquecimento$), assim como se pode observar que esta subestimativa ocorre principalmente nos dois primeiros meses, enviesando os resultados. No entanto, após três meses de simulação é possível observar que há uma aproximação entre os valores simulados (Figura 8, destaque), baseado nisso foi utilizado neste

estudo um período inicial de aquecimento do modelo de três meses com o intuito de obter as condições iniciais de água no solo e altura do lençol freático e evitar, portanto, a subestimativa inicial dos valores.

Figura 8. Série de vazão observada (Qobs) e duas simulações para o ano de 1999 utilizando os parâmetros iniciais. SIM _aquecimento: simulação utilizando o período de aquecimento do modelo; SIM_sem_aquecimento: simulação sem o aquecimento inicial do modelo. No detalhe, a mesma série de vazão com destaque para os três primeiros meses.

Utilizando os resultados do aquecimento do modelo (nível do lençol freático e umidade do solo) como dados de entrada, o modelo foi então simulado para os testes de C/V. A simulação base, com os parâmetros iniciais e com um período de aquecimento (SIM_aquecimento), superestimou em 17,4% (Tabela 8) o deflúvio em relação aos dados observados, sendo as vazões mínimas as mais superestimadas (582%).

Com o objetivo inicial de ajustar os valores de vazão mínima, que estavam sendo superestimadas pelo modelo, o parâmetro de condutividade hidráulica horizontal foi alterado, pois este parâmetro apresentou a maior sensibilidade relativa para as vazões mínimas (134%) na AS realizada. Portanto, o valor de K_x foi diminuído em 50% do seu valor inicial, o que resultou em redução dos valores de deflúvio anual (Figura 9), e também dos índices da FDC, os quais mostraram redução da diferença relativa entre dados observados e simulados após a modificação no K_x (Tabela 8).

Tabela 8. Diferença (%) entre os valores observados e simulados de deflúvio anual e das variáveis $Q_{\text{MÉDIO}}$ (vazão média), Q_5 (vazões máximas) e Q_{50} (vazões médias) e Q_{70-99} (vazões mínimas) obtidos por meio da FDC do ano de 1999 nas simulações SIM_aquecimento (simulação com o aquecimento inicial do modelo) e K_X -50% (diminuição em 50% do valor inicial no parâmetro de condutividade hidráulica horizontal).

Índices	Qobs ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)	SIM_aquecimento		K_X -50%	
		$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	Diferença	$\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$	Diferença
			relativa (%)		relativa (%)
$Q_{\text{MÉDIO}}$	0,4	0,5	17,4	0,4	-0,8
Q_5	2,3	2,1	-10,4	2,1	-8,1
Q_{50}	0,1	0,2	138,1	0,1	9,8
Q_{70-99}	0,012	0,079	582,3	0,034	191,1
Deflúvio (mm)	469,5	551,2	17,4	465,9	-0,8

Figura 9. Curva de permanência da vazão simulada e observada para o ano de 1999, com a diminuição do parâmetro de condutividade hidráulica horizontal em 50% (K_X -50%) do valor inicial mantendo-se iguais os demais parâmetros iniciais. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

No entanto, apesar da diminuição dos valores de vazão mínima, os dados simulados ainda superestimaram a mesma. A vazão média e o deflúvio total foram os que apresentaram o melhor ajuste até este momento, com diferenças de apenas 0,8% em ambos os casos. Em relação às vazões máximas, os dados simulados mostraram uma subestimativa do valor de Q5 em 8%.

Buscando diminuir a diferença entre as vazões mínimas foi realizado o ajuste do parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio (ZS-Rio), uma vez que este parâmetro tem grande influência nas vazões mínimas, comandando a velocidade e a quantidade de água trocada entre a zona saturada e o rio, e afetando de forma significativa o deflúvio da bacia hidrográfica. Portanto, foram realizados testes diminuindo em 10, 10^3 e 10^5 vezes o valor do parâmetro (10^{-6} , 10^{-8} e 10^{-9} s^{-1} , respectivamente) (Figura 10). Para estes testes foi estipulada uma variação máxima de 1.10^{-10} a 1.10^{-6} s^{-1} de modo a não tornar o valor do parâmetro irreal (Henriksen et al., 2003).

Figura 10. Curva de permanência da vazão simulada e observada para o ano de 1999, com a diminuição do parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio (ZS-Rio). ZS-Rio_10x: diminuição em 10 vezes (10^{-6} s^{-1}) o parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio; ZS-Rio_103x: diminuição em 10^3 vezes (10^{-8} s^{-1}) o parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio; ZS-Rio_105x: diminuição em 10^5 vezes (10^{-9} s^{-1}) o parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio.

Os resultados mostraram que o parâmetro ZS-Rio tem influência nas vazões mínimas, sendo que a diminuição deste parâmetro resultou também na diminuição desta variável (Tabela 9). Este resultado se repete ao analisar o índice Q5, no entanto para os demais índices ocorreu aumento na diferença relativa com a diminuição do parâmetro ZS-Rio, principalmente para as vazões médias (Q50).

Entre as simulações testadas a que apresentou a menor diferença relativa aos dados observados para as vazões mínimas foi a ZS-Rio_105x (13,8%), a qual teve uma diferença de 1,7% em relação ao deflúvio anual. Embora não tenha sido o valor mais próximo ao observado,

esta simulação apresentou diferenças aceitáveis em todos os índices, com exceção do Q50, que representa as vazões médias.

Tabela 9. Diferença (%) entre os valores observados (Qobs) e simulados. ZS-Rio_10⁻¹: diminuição em 10 vezes (10⁻⁶ s⁻¹) o parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio; ZS-Rio_10⁻³: diminuição em 10³ vezes (10⁻⁸ s⁻¹) o parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio; ZS-Rio_10⁻⁵: diminuição em 10⁵ vezes (10⁻⁹ s⁻¹) o parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio; os índices Q_{MÉDIO} (vazão média); Q5 (vazões máximas); Q50 (vazões médias); e Q70-99 (vazões mínimas) foram obtidos por meio da FDC do ano de 1999.

Índices	Qobs	ZS-Rio_10 ⁻¹		ZS-Rio_10 ⁻³		ZS-Rio_10 ⁻⁵	
		Diferença		Diferença		Diferença	
		m ³ s ⁻¹	relativa (%)	m ³ s ⁻¹	relativa (%)	m ³ s ⁻¹	relativa (%)
Q _{MÉDIO}	0,4	0,4	-0,8	0,4	-1,5	0,4	-1,7
Q5	2,3	2,1	-8,2	2,1	-7,9	2,1	-6,3
Q50	0,1	0,1	8,5	0,1	-21,5	0,0	-29,6
Q70-99	0,012	0,033	187,5	0,018	60,2	0,013	13,8
Deflúvio (mm)	469,5	465,7	-0,8	462,3	-1,5	461,5	-1,7

Para a escolha da melhor simulação, nesta etapa, foram utilizados, além dos gráficos e dos índices FDC, a análise dos índices de eficiência (Tabela 10). De acordo com os dados obtidos nos índices de eficiência, as simulações ZS-Rio_103x e ZS-Rio_105x apresentaram valores de NSE_{BASE} dentro do critério satisfatório (> 0,50), as quais também apresentaram valor de KGE' acima do satisfatório (>0,70). No entanto, ambas as simulações apresentaram valores de NSE abaixo do esperado, embora ainda considerados satisfatórios (NSE = 0,55). Devido a esta semelhança entre os índices de eficiência, a escolha foi baseada na diferença relativa dos índices e na FDC, sendo, portanto, escolhido o valor de 10⁻⁹ s⁻¹ (ZS-Rio_105x) para o parâmetro de ZS-Rio.

Uma vez obtido o melhor ajuste para as vazões mínimas, os valores dos parâmetros calibrados (KX=4,7x10⁻⁷ e ZS-Rio=10⁻⁹) foram mantidos durante o restante da fase de calibração.

Na segunda etapa, novos testes foram propostos para melhorar o ajuste dos picos de vazão, sendo estes baseados na análise de sensibilidade. Foram então propostos testes de diminuição em 50% do valor inicial do parâmetro de retenção da água na superfície (S₋50%), de condutividade hidráulica saturada (K0₋50%) e aumento da rugosidade de Manning no canal (M_{CAN}+50%). Todos os testes buscaram aumentar a velocidade e o volume do escoamento superficial, diminuindo, desta forma, a infiltração e aumentando o volume de água que alcança os

canais superficialmente. O resultado esperado consistia no aumento dos valores dos picos de vazão, contudo, os resultados mostraram apenas uma ligeira melhora nos índices de Q5 e NSE (Tabela 10 e Tabela 11), sendo a simulação S_-50% considerada a melhor no conjunto dos índices.

Por ter apresentado a maior sensibilidade no modelo ao índice Q5 (9,7% - Tabela 7), a rugosidade de Manning para o canal foi testada juntamente com os parâmetros de condutividade hidráulica saturada ($M_{CAN_+50\%}$ e $K0_50\%$) e rugosidade de Manning na superfície ($M_{CAN_+50\%}$ e $M_+50\%$). O objetivo de tal teste era também aumentar o escoamento superficial e os picos de vazão. Os resultados mostraram de fato um aumento nos valores do índice Q5, mas também diminuição no $Q_{MÉDIO}$ e deflúvio (Tabela 10), o que possivelmente ocasionou uma sutil queda nos índices de eficiência (Tabela 11). Portanto, a variação nestes parâmetros não alcançou o objetivo, uma vez que os dados simulados se mantiveram muito próximos aos simulados com os parâmetros anteriores.

Ao analisar os índices de eficiência pode-se notar que a simulação com os melhores valores foi a S_-50%. Utilizando esta diminuição na água retida nas micro-rugosidades do terreno, foram modificados novamente os valores dos parâmetros de condutividade hidráulica saturada, rugosidade de Manning no canal e na superfície.

No entanto, os resultados demonstraram mudanças sutis em relação aos valores observados (Tabela 10). Para as três simulações mencionadas o valor de $Q_{MÉDIO}$ permaneceu próximo ao observado, aproximadamente 0,7% diferente, assim como os valores de Q50 e Q70-99 não tiveram grandes alterações em relação à simulação S_-50%. Esperava-se que o índice Q5 sofresse alterações com as modificações propostas, no entanto, este se manteve muito semelhante com a simulação S_-50%, com variação menor do que 1% entre as simulações propostas.

Em relação aos índices de eficiência (Tabela 11), após a determinação dos valores de K_x e ZS-Rio para o controle dos fluxos de base, o índice NSE_{BASE} permaneceu próximo a 0,6, oscilando entre 0,65 e 0,63. O índice NSE também foi satisfatório, obtendo valores até 0,56 na diminuição da condutividade hidráulica saturada, com o menor valor (0,52) sendo encontrado na simulação com aumento da rugosidade do terreno e do canal. Em relação ao parâmetro KGE' o maior valor obtido (0,77) ocorreu com a diminuição da detenção superficial juntamente com a diminuição do parâmetro de condutividade hidráulica saturada. Nesta simulação também ocorreu o menor valor de PBIAS (0,5), sendo que nas demais simulações este índice ficou entre 1% e 2%.

Com base nos resultados apresentados (Tabela 10 e Tabela 11) a simulação S_-50% destacou-se na etapa de calibração geral por apresentar os melhores índices de eficiência entre as

demais simulações e por obter a melhor comparação com os dados observados (Figura 11). Os valores dos parâmetros utilizados em cada uma das simulações testadas podem ser encontrados resumidos na Tabela 11.

Tabela 10. Valores observados e simulados das variáveis $Q_{\text{MÉDIO}}$ (vazão média), Q_5 (vazões máximas), Q_{50} (vazões médias) e Q_{70-99} (vazões mínimas) e do deflúvio anual obtido por meio da FDC do ano de 1999 para as simulações de diminuição do parâmetro de retenção superficial em 50% ($S_{-50\%}$) do valor inicial, aumento do parâmetro de rugosidade do canal em 50% ($M_{\text{CAN}_{+50\%}}$) do valor inicial, diminuição do parâmetro de condutividade hidráulica saturada em 50% ($K_{0_{-50\%}}$) do valor inicial, aumento do parâmetro de rugosidade da superfície em 50% ($M_{+50\%}$) do valor inicial.

Simulações	$Q_{\text{MÉDIO}}$ ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Q_5 ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Q_{50} ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Q_{70-99} ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Deflúvio (mm)
Qobs	0,42	2,29	0,06	0,01	469,47
$S_{-50\%}$	0,42	2,17	0,05	0,01	466,16
$M_{\text{CAN}_{+50\%}}$	0,41	2,17	0,05	0,01	461,63
$K_{0_{-50\%}}$	0,41	2,16	0,05	0,01	462,33
$M_{\text{CAN}_{+50\%}}$ e $K_{0_{-50\%}}$	0,41	2,18	0,05	0,01	462,35
$M_{\text{CAN}_{+50\%}}$ e $M_{+50\%}$	0,41	2,18	0,05	0,01	461,76
$S_{-50\%}$ e $K_{0_{-50\%}}$	0,42	2,16	0,05	0,01	467,11
$S_{-50\%}$ e $M_{\text{CAN}_{+50\%}}$	0,42	2,17	0,05	0,01	466,26
$S_{-50\%}$ e $M_{+50\%}$	0,42	2,16	0,05	0,01	466,26

Figura 11. Série de vazão simulada e observada para o ano de 1999, com diminuição do parâmetro de retenção superficial em 50% (S_-50p) do valor inicial. No detalhe, dispersão entre os pontos observados e simulados ao longo da linha 1:1.

Tabela 11. Resultado dos índices de eficiência na etapa geral de calibração do modelo. SIM_aque: simulação utilizando o período de aquecimento; SIM_sem_aque: simulação sem o aquecimento. K_X -50%: diminuição do parâmetro de condutividade hidráulica horizontal em 50% do valor inicial; ZS-Rio_10⁻¹: diminuição em 10 vezes (10^{-6} s^{-1}) o parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio; ZS-Rio_10³: diminuição em 10³ vezes (10^{-8} s^{-1}) o parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio; ZS-Rio_10⁵: diminuição em 10⁵ vezes (10^{-9} s^{-1}) o parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio; S_- -50%: diminuição do parâmetro de retenção superficial em 50% do valor inicial; $M_{CAN_}+50\%$: aumento do parâmetro de rugosidade do canal em 50% do valor inicial; K_0 -50%: diminuição do parâmetro de condutividade hidráulica saturada em 50% do valor inicial; $M+50\%$: aumento do parâmetro de rugosidade da superfície em 50% do valor inicial; NSE índice de eficiência de Nash-Sutcliffe; R^2 coeficiente de determinação; NSE_{BASE} adaptação do índice de eficiência de Nash-Sutcliffe para as vazões base; KGE' índice de eficiência de Kling-Gupta modificado; RMSE é raiz do erro quadrático médio; PBIAS é o viés dos dados dado em porcentagem.

Etapas	Parâmetros						Índices de eficiência						
	K _X	K _Y	ZS-Rio	M _{CAN}	K ₀	S	NSE	R ²	NSE _{BASE}	KGE'	RMSE	PBIAS	
	m s ⁻¹		s ⁻¹	m ^{-1/3} s ⁻¹	m s ⁻¹	mm							
SIM_aque	9,4 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-5	29	5,2 x 10 ⁻⁶	3,0	0,62	0,67	-0,30	0,72	0,23	-17,42	
SIM_sem_aque	9,4 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-5	29	5,2 x 10 ⁻⁶	3,0	0,25	0,27	-0,86	0,33	0,33	42,84	
K _X _-50%	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-5	29	5,2 x 10 ⁻⁶	3,0	0,57	0,65	0,26	0,78	0,25	0,77	
ZS-Rio_ ₋₁₀ ¹	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-6	29	5,2 x 10 ⁻⁶	3,0	0,57	0,65	0,27	0,78	0,25	0,81	
ZS-Rio_ ₋₁₀ ³	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-8	29	5,2 x 10 ⁻⁶	3,0	0,55	0,65	0,63	0,76	0,26	1,53	
ZS-Rio_ ₋₁₀ ⁵	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-9	29	5,2 x 10 ⁻⁶	3,0	0,55	0,65	0,65	0,76	0,26	1,69	
S_ ₋₅₀ %	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-9	29	5,2 x 10 ⁻⁶	1,5	0,55	0,65	0,65	0,76	0,26	0,71	
M _{CAN} _+50%	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-9	43	5,2 x 10 ⁻⁶	3,0	0,53	0,64	0,64	0,75	0,26	1,67	
K ₀ _-50%	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-9	29	2,6 x 10 ⁻⁶	3,0	0,56	0,66	0,64	0,76	0,25	1,52	
M _{CAN} _+50% e K ₀ _-50%	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-9	43	2,6 x 10 ⁻⁶	3,0	0,54	0,64	0,63	0,75	0,26	1,52	
M _{CAN} _+50% e M_ ₊ +50%	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-9	43	5,2 x 10 ⁻⁶	3,0	0,52	0,63	0,64	0,75	0,26	1,64	
S_ ₋₅₀ % e K ₀ _-50%	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-9	43	2,6 x 10 ⁻⁶	1,5	0,55	0,66	0,65	0,77	0,25	0,50	
S_ ₋₅₀ % e M _{CAN} _+50%	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-9	29	5,2 x 10 ⁻⁶	1,5	0,53	0,64	0,64	0,76	0,26	0,68	
S_ ₋₅₀ % e M_ ₊ +50%	4,7 x 10 ⁻⁷	9,4 x 10 ⁻⁷	10-9	43	5,2 x 10 ⁻⁶	1,5	0,54	0,65	0,65	0,76	0,26	0,67	

Na terceira etapa da calibração foram analisados também os valores simulados dos processos de evapotranspiração real (ETr) e interceptação (INT), ambos fornecidos como dados de saída da simulação S_-50%.

Os resultados mostraram que o conjunto de parâmetros da simulação S_-50% simulou a ETr anual em 817 mm (67% da precipitação anual), e a interceptação, aproximadamente, 74 mm (6,1% da precipitação anual) (Tabela 12).

Com o objetivo de aumentar o valor de interceptação na bacia hidrográfica e aproximá-lo dos resultados medidos em cana-de-açúcar, dois testes foram realizados: aumento em 80% do valor inicial de C_{INT} ($C_{INT_}+80\%$) e aumento em 200% o valor inicial do C_{INT} ($C_{INT_}+200\%$). Os resultados demonstraram que, de fato, ocorreu aumento no valor da interceptação com este incremento sendo proporcional ao aumento nos valores de C_{INT} (Tabela 12).

Na simulação com aumento em 80%, a porcentagem de interceptação em relação a precipitação anual foi de 9,4%, enquanto que a simulação $C_{INT_}+200\%$ obteve uma porcentagem de 13,3% na relação interceptação/precipitação. Quanto aos índices da FDC, ocorreram diminuições nos picos de vazão, como esperado, pois mais água foi retida pela vegetação nas folhas, e, conseqüentemente, houve diminuição também no total do deflúvio anual quando comparados com o observado (Tabela 12), no entanto estas diferenças foram de 7% para o Q5 e 2,2% para o deflúvio anual.

Os índices de eficiência também foram alterados (Tabela 13) com as modificações no parâmetro de C_{INT} . Como esperado ocorreu aumento no valor de PBIAS, e, apesar da diminuição do índice Q5, as mudanças resultaram em aumento do índice NSE, com uma sutil queda do NSE_{BASE} . O maior valor do índice PBIAS é consequência da diminuição nos valores de deflúvio, ocasionando aumento da diferença entre os totais anuais simulados e do observado, uma vez que mais água está sendo retida nas folhas e evaporada para atmosfera.

Diferentemente do que ocorreu para o processo de interceptação, os resultados da evapotranspiração mostraram pequeno aumento de 67% para 67,4% e 68% da precipitação com o aumento do parâmetro em 80% e 200%, respectivamente. Visando compreender a relação da evapotranspiração real com os parâmetros de vegetação foram ainda realizados alguns testes com relação aos coeficientes de evapotranspiração: C1, C2 e C3. Dessa forma, foram aumentados os valores dos parâmetros C1 e C2 em 50% ($C_{INT_}+200\%_{C1_}+50\%$ e $C_{INT_}+200\%_{C2_}+50p$, respectivamente).

Tabela 12. Valores observados (Qobs) e simulados das variáveis $Q_{MÉDIO}$ (vazão média), Q5 (vazões máximas), Q50 (vazões médias) e Q70-99 (vazões mínimas), do deflúvio anual, da evapotranspiração real (ETr) e interceptação (INT) obtidas por meio da FDC do ano de 1999 para as simulações de aumento em 80% do valor inicial do coeficiente de interceptação (C_{INT}) ($C_{INT_}+80\%$), aumento em 200% o valor inicial do C_{INT} ($C_{INT_}+200\%$), aumento em 200% o valor inicial do C_{INT} e aumento do C1 em 50% o seu valor inicial ($C_{INT_}+200\%_{C1}+50\%$), aumento em 200% o valor inicial do C_{INT} e aumento do C2 em 50% o seu valor inicial ($C_{INT_}+200\%_{C2}+50\%$).

Simulações	$Q_{MÉDIO}$ ($m^3 s^{-1}$)	Q5 ($m^3 s^{-1}$)	Q50 ($m^3 s^{-1}$)	Q70- 99 ($m^3 s^{-1}$)	Deflúvio (mm)	ETr (mm)	INT (mm)
Qobs	0,42	2,29	0,06	0,012	469,47	-	-
S_-50%	0,42	2,17	0,05	0,013	466,16	816,8	74,5
$C_{INT_}+80\%$	0,41	2,16	0,05	0,014	462,96	821,6	102,2
$C_{INT_}+200\%$	0,41	2,13	0,05	0,014	459,10	827,8	162,5
$C_{INT_}+200\%_{C1}+50\%$	0,39	2,01	0,04	0,012	437,47	885,6	162,5
$C_{INT_}+200\%_{C2}+50\%$	0,40	2,06	0,04	0,013	442,65	870,0	162,3

Os resultados mostraram que o aumento do coeficiente C1 ocasionou aumento na ETr (de 68% na simulação anterior para 72,7%), sendo este aumento ligeiramente menor na simulação C2+50% (71,4%) (Tabela 12). Em ambas as simulações não ocorreram mudanças na interceptação. Por outro lado, ocorreu aumento na diferença entre o $Q_{MÉDIO}$ simulado e observado de 2,2% para 5,7% e 7% para C2_+50% e C1_+50%, respectivamente. Os índices Q5 e Q50 apresentaram pequeno aumento em relação ao Qobs, no entanto o Q70-99 diminui a diferença em relação ao Qobs de 20,8% para 7,9% e 9,2% nas simulações de aumento do C1 e C2.

Os índices de eficiência se mantiveram quase inalterados, com redução dos valores de NSE_{BASE} e KGE' (Tabela 13).

Tabela 13. Resultado dos índices de eficiência e deflúvio total para os testes realizados na etapa de calibração do modelo. $C_{INT_+80\%}$: aumento em 80% o valor inicial do coeficiente de interceptação (C_{INT}); $C_{INT_+200\%}$: aumento em 200% o valor inicial do C_{INT} ; $C_{INT_+200\%_C1_+50\%}$: aumento em 200% o valor inicial do C_{INT} e aumento do C1 em 50% o seu valor inicial; $C_{INT_+200\%_C2_+50\%}$: aumento em 200% o valor inicial do C_{INT} e aumento do C2 em 50% o seu valor inicial; NSE é índice de eficiência de Nash-Sutcliffe; R^2 é o coeficiente de determinação; NSE_{BASE} é a adaptação do índice de eficiência de Nash-Sutcliffe para as vazões base; KGE' é o índice de eficiência de Kling-Gupta modificado; RMSE é raiz do erro quadrático médio; PBIAS é o viés dos dados dado em porcentagem.

Etapas	Parâmetros								Índices de eficiência					
	K_X	ZS- Rio	S	C_{INT}	C1	C2	C3	AROOT'	NSE	R^2	NSE _BASE	KGE'	RMSE	PBIAS
	$m\ s^{-1}$	s^{-1}	$m^{-1/3}\ s^{-1}$	mm	-	-	mm d^{-1}	m^{-1}						
S_-50%	$4,7 \times 10^{-7}$	10^{-9}	1,5	0,5	0,3	0,2	30	0,1	0,55	0,65	0,65	0,76	0,26	0,71
$C_{INT_+80\%}$	$4,7 \times 10^{-7}$	10^{-9}	1,5	0,9	0,3	0,2	30	0,1	0,55	0,65	0,66	0,76	0,26	1,39
$C_{INT_+200\%}$	$4,7 \times 10^{-7}$	10^{-9}	1,5	1,5	0,3	0,2	30	0,1	0,60	0,66	0,64	0,75	0,24	6,96
$C_{INT_+200\%_C1_+50\%}$	$4,7 \times 10^{-7}$	10^{-9}	1,5	1,5	0,45	0,2	30	0,1	0,60	0,66	0,62	0,74	0,24	8,57
$C_{INT_+200\%_C2_+50\%}$	$4,7 \times 10^{-7}$	10^{-9}	1,5	1,5	0,3	0,3	30	0,1	0,60	0,66	0,63	0,75	0,24	7,91

Devido à pouca melhoria dos índices de eficiência, e aumento da diferença entre os valores de deflúvios anuais observado e simulado, optou-se por não utilizar as simulações com mudanças no C1 e C2.

De forma a verificar a relação entre as evapotranspirações reais entre as culturas simuladas com o conjunto de parâmetros propostos pela simulação $C_{INT_}+200$ foram obtidos os resultados espacializados desta variável para o ano de 1999 (Figura 12).

Figura 12. Distribuição espacial da evapotranspiração real (ETr) na bacia hidrográfica calibrada para o ano de 1999.

Por meio da distribuição espacial da ETr foi possível aferir que os maiores valores acompanham a ocupação pela vegetação nativa (1096,8 mm ou 86% da precipitação anual), seguida pelo uso da cana-de-açúcar, com uma evapotranspiração real intermediária (838,7 mm ou 67% da precipitação anual), e das áreas de pastagem (728,4 mm ou 58% da precipitação anual).

Após a definição dos parâmetros calibrados (K_x , ZS-Rio, S e C_{INT}) para o ano de 1999, estes foram então simulados para o ano de 2000 de forma a obter a validação do modelo. Os resultados encontram-se na Tabela 14 e 15.

Tabela 14. Diferenças entre os valores observados (Qobs) e simulados das variáveis Q_{MÉDIO} (vazão média), Q5 (vazões máximas), Q50 (vazões médias) e Q70-99 (vazões mínimas) e do deflúvio anual obtidas por meio da FDC do ano de 1999 e 2000 para as simulações de calibração e validação, respectivamente.

Índices	Calibração			Validação		
	Qobs	Qsim	Diferença relativa	Qobs	Qsim	Diferença relativa
	m ³ s ⁻¹		%	m ³ s ⁻¹		%
Q _{MÉDIO}	0,4	0,4	-2,2	0,3	0,3	-4,7
Q5	2,3	2,1	-7,0	1,6	1,5	-2,5
Q50	0,06	0,05	-28,5	0,03	0,04	9,2
Q70-99	0,012	0,014	20,8	0,017	0,018	8,2
Deflúvio (mm)	469,5	459,1	-2,2	405,7	386,6	-4,7

Tabela 15. Resultado dos índices de eficiência e deflúvio total para os testes realizados na etapa geral de calibração (Cal) (ano de 1999) e validação (Val) (ano de 2000) do modelo. K_x: parâmetro de condutividade hidráulica horizontal; ZS-Rio: parâmetro de troca entre a zona saturada e o rio; S: parâmetro de retenção superficial; IAF: média do índice de área foliar para o uso da terra de cana-de-açúcar (C), vegetação nativa (VN) e pastagem (P); C_{INT}: coeficiente de interceptação; NSE: índice de eficiência de Nash-Sutcliffe; R²: o coeficiente de determinação; NSE_{BASE}: adaptação do índice de eficiência de Nash-Sutcliffe para as vazões base; KGE': o índice de eficiência de Kling-Gupta modificado; RMSE: raiz do erro quadrático médio; PBIAS: é o viés dos dados dado em porcentagem.

Etapas	Parâmetros				Índices de eficiência					
	K _x	ZS-Rio	S	C _{INT}	NSE	R ²	NSE _{BASE}	KGE'	RMSE	PBIAS
	m s ⁻¹	s ⁻¹	mm	mm						
Calibração	4,7 x 10 ⁻⁷	10 ⁻⁹	1,5	1,5	0,56	0,65	0,66	0,76	0,25	2,21
Validação	4,7 x 10 ⁻⁷	10 ⁻⁹	1,5	1,5	0,60	0,62	0,64	0,78	0,55	4,71

Com base nos índices apresentados foi possível verificar que o modelo conseguiu simular de forma aceitável as vazões mínimas e os picos de vazão, com a maior diferença encontrada entre os dados de vazões médias (Figura 13). Esta diferença é mais acentuada no período de calibração (1999), no qual ocorreu uma concentração de chuvas no início das simulações (Figura 1b). No entanto, a análise visual da FDC, assim como os valores relativos entre o período calibrado/validado e o observado, permite inferir a respeito da adequação do modelo hidrológico na simulação dos processos que ocorrem na bacia hidrográfica.

Figura 13. Curva de permanência da vazão simulada e observada para os períodos de (a) calibração (ano de 1999) e (b) validação (ano de 2000).

2.4. DISCUSSÃO

2.4.1. Análise de sensibilidade (AS) do modelo

Dentre todos os parâmetros testados, a condutividade hidráulica horizontal (K_x) se destacou pela sensibilidade do deflúvio em relação as modificações no seu valor (34,4%). Este fato pode estar relacionado à importância da zona saturada na calibração dos modelos distribuídos, em especial o Mike SHE que contempla todos os processos que ocorrem nesta zona, e possui soluções numéricas bem desenvolvidas para ela (Abbott et al., 1986a). Esta influência de K_x também foi notada por Jaber e Shukla (2012) na calibração do modelo Mike SHE utilizando os parâmetros de K_x , K_y e o coeficiente ZS-Rio, sendo o parâmetro de

condutividade hidráulica horizontal um dos mais influentes na calibração do modelo segundo os autores. O K_x é descrito como um importante parâmetro na modelagem do fluxo base e vazões mínimas em estudos que utilizaram o modelo Mike SHE, caracterizando-se como o parâmetro que mais influencia o nível do lençol freático (Jayatilaka et al., 1998; Sahoo et al., 2006). Na região temperada, foi observado que o aumento em cem vezes do valor da condutividade hidráulica horizontal resultou em uma variação de 300% no deflúvio e 4000% no fluxo base (Xevi et al., 1997). Na análise aqui apresentada o aumento em 50% do K_x resultou em uma variação de 134%. Embora os valores sejam diferentes, é possível identificar que existe uma relação direta entre este parâmetro, a geração do deflúvio e o fluxo base também na região tropical.

Em relação aos picos de vazão, Feyen et al. (2000) observou sensibilidade deste índice em relação ao K_x , no entanto, no presente estudo não foi observada influência marcante deste parâmetro nos picos de vazão (Q5). Esta pode ser uma característica das regiões tropicais, nas quais os solos mais profundos podem atenuar a influência da zona saturada nos picos, sendo que estes podem ser mais influenciados pela intensidade de precipitação do que pelo escoamento superficial resultante da saturação do solo.

Por outro lado, outro parâmetro que também apresenta influência na calibração de modelos distribuídos é a condutividade hidráulica vertical (K_y) (Feyen et al., 2000). Na região temperada, o K_y demonstrou sensibilidade na calibração com o deflúvio (Henriksen et al., 2003; Jaber e Shukla, 2012), no entanto, nesta análise nenhuma das variáveis se mostrou sensível ao parâmetro K_y . A influência do K_y nos modelos de base física pode ser explicada uma vez que este parece controlar a permeabilidade e rapidez de percolação vertical da água na zona saturada, e a variação do mesmo influenciaria na infiltração, percolação de água na zona não saturada e fluxo no lençol freático, com efeitos principalmente nos picos (Feyen et al., 2000). No entanto, em Dai et al. (2010), ainda na região temperada, os autores também não obtiveram influência deste nem no deflúvio, e nem no nível do lençol freático. Os resultados sugerem que na região tropical o fluxo horizontal parece predominar na calibração dos modelos distribuídos de base física.

Semelhante ao K_x o coeficiente de troca ZS-rio também influencia na quantidade de água que alcança o rio por escoamento de base (Jaber e Shukla, 2012). Embora sua influência no deflúvio tenha sido de apenas 0,01% neste estudo (e de 0,2% para as vazões mínimas), o coeficiente de troca ZS-rio é um dos principais parâmetros para calibração dos modelos de base física (Butts et al., 2004; Refsgaard, 1997; Thompson et al., 2004), e, depois do parâmetro K_x , é ele que influencia diretamente no aumento e na diminuição do fluxo base. A baixa influência do ZS-Rio encontrada neste estudo talvez possa ser explicada pela dominância do parâmetro K_x na

dinâmica do fluxo base (Xevi et al., 1997), e pelos valores elevados de fluxo contínuo nos rios para manter a estabilidade do modelo (Dai et al., 2010; Lørup et al., 1998),

O coeficiente de troca ZS-rio (ZS-Rio) caracteriza a dinâmica de interação entre o lençol freático e os canais que caracterizam a rede de drenagem (Refsgaard, 1997). A caracterização da rede de drenagem influencia de forma significativa o fluxo base e a vazão mínima, assim como a interação entre a zona saturada e o rio, e a falta de informações para uma caracterização adequada sujeita o parâmetro ZS-Rio à calibração (Jaber e Shukla, 2012).

Em relação à zona não saturada, é possível concluir que os parâmetros da ZNS juntamente com a rugosidade do canal são relacionados, principalmente, ao ajuste dos picos de vazão (Xevi et al., 1997), e, portanto, são utilizados quando o deflúvio máximo precisa ser calibrado (Sahoo et al., 2006). No entanto, o parâmetro K_0 também influencia a recarga do lençol freático pois controla a infiltração de água no solo. Por outro lado, neste estudo, a análise de sensibilidade mostrou baixa influência dos parâmetros de ZNS no deflúvio (máximo de 1,5%), o que pode ser um outro indício da maior influência da ZS na calibração dos modelos em regiões tropicais.

Em relação aos parâmetros de uso da terra, as variações nos coeficientes C1 e C2 apresentaram as maiores sensibilidades no processo de evapotranspiração. Doummar et al. (2012) classificaram o parâmetro C1 como importante nos resultados do modelo, controlando a relação entre transpiração e evaporação. Em McMichael et al. (2006) os autores variaram o coeficiente C1 para a calibração do modelo, pois, segundo os autores, controla, juntamente com o C2, a distribuição entre transpiração e evaporação do solo. Este resultado foi diferente do obtido em outros estudos (Vázquez e Feyen, 2003; Xevi et al., 1997) nos quais os autores encontraram maior influência dos coeficientes C2 e C3.

O coeficiente de interceptação não demonstrou influência nas variáveis (deflúvio, Q5 e Q70-99), assim como relatado em outros estudos que calibraram modelos distribuídos de base física (Doummar et al., 2012; Xevi et al., 1997). No entanto, o IAF e o coeficiente de interceptação são os únicos parâmetros que regulam a interceptação da precipitação pela cobertura da terra, e por isso são utilizados na calibração dos modelos (Vázquez e Feyen, 2003).

Os parâmetros de uso da terra apresentaram um S_r superior na influência do deflúvio do que os parâmetros de solo. Esta sensibilidade pode ser atribuída, principalmente, pelo controle da transpiração e da relação entre evaporação do solo e transpiração (Vázquez e Feyen, 2003). De maneira geral, os três coeficientes (C1, C2 e C3) dependem das condições de umidade do solo e da vegetação (Kristensen e Jensen, 1975). Os coeficientes C1 e C2 influenciam diretamente no processo de transpiração, sendo que o C2 controla a transpiração em função da umidade do solo,

representando a interação entre a umidade acima da copa (taxa de transpiração) e a umidade abaixo do solo (Kristensen e Jensen, 1975). A influência no deflúvio dos parâmetros que controlam a dinâmica do balanço hídrico (C1 e C2) revela que a cobertura do uso da terra tem importante contribuição na quantidade de água transpirada e evaporada para a atmosfera.

2.4.2. Calibração e validação

O raciocínio por trás do método de calibração é a comparação entre a vazão simulada e observada, embora outras variáveis observadas na bacia hidrográfica, como nível do lençol freático, possam ser utilizadas no processo. A utilização da vazão, no entanto, pode ser justificada uma vez que esta variável tem o potencial de representar de forma integrada as respostas hidrológicas da bacia hidrográfica como um todo (Xevi et al., 1997).

Com o objetivo de evitar o viés dos dados nos primeiros meses, foi definido o período de aquecimento do modelo, que pode variar em meses (Sahoo et al., 2006) ou em anos (Refsgaard, 1997) dependendo da dinâmica local. O aquecimento do modelo foi realizado com uma simulação de três meses anteriores ao início de janeiro de 1999, com o intuito de obter as condições iniciais de água no solo e altura do lençol freático e evitar, portanto, a subestimativa inicial destes valores (Daggupati et al., 2015; Malone et al., 2015).

O primeiro passo após a definição do período de aquecimento do modelo foi a calibração das vazões mínimas. Para tanto, o parâmetro de condutividade hidráulica horizontal foi alterado, pois este parâmetro foi o que apresentou maior sensibilidade relativa para as vazões mínimas, assim como nos estudos realizados por Doummar et al. (2012) e Liu et al. (2017). A diminuição dos valores de K_x faz com que a água se movimente de forma mais devagar na ZS, diminuindo a quantidade de água que alcança o rio, no entanto, o aumento no valor deste parâmetro faz com que este fluxo seja mais rápido, aumentando, portanto, os valores de vazões mínimas (Sahoo et al., 2006).

As diferenças relativas entre os dados observados e simulados mostraram que o K_x é uma variável que influencia na calibração das vazões na região tropical, assim como observado em outros estudos (Jaber e Shukla, 2012; Sahoo et al., 2006), considerando que apenas a sua modificação foi suficiente para obter diminuição da diferença relativa entre os dados observados e simulados, tanto para o índice de vazão mínima (de 582% para 191%) quanto para o deflúvio (de 17,4% para -0,8%).

No entanto, a diminuição do K_x não foi suficiente para reduzir as vazões mínimas aos valores observados. A diminuição de outro parâmetro que regula as vazões mínimas (ZS-Rio)

resultou em menores índices de vazões mínimas, inclusive obtendo melhores índices numéricos de NSE_{BASE} . Nos estudos realizados na região temperada, o parâmetro ZS-Rio também é utilizado na calibração das vazões mínimas (Henriksen et al., 2003; Thompson et al., 2004), o que indica que este parâmetro também é importante para a calibração dos modelos de base física em todas as regiões.

A superestimativa das vazões mínimas foi relatada em outros estudos, sendo até mesmo caracterizada como um problema do modelo Mike SHE (Dai et al., 2010). Durante a etapa de C/V, foi possível notar maior dificuldade do modelo em simular as vazões mínimas, principalmente nos períodos secos, nos quais o modelo tende a superestimar os valores mínimos. Esta dificuldade já foi percebida em outros estudos (Dai et al., 2010; Lørup et al., 1998), e deve ser resultado da impossibilidade do modelo em permitir vazão zero, sendo necessário sempre um fluxo mínimo de água no rio (Lu et al., 2006).

A segunda etapa da calibração resultou em mudanças nos parâmetros que influenciam as vazões máximas. A simulação de diminuição da retenção de água na superfície (S) foi a que apresentou o melhor conjunto de índices quando comparado com os dados observados. Entre os estudos realizados com um modelo distribuído o parâmetro de retenção de água na superfície é considerado como crítico na calibração do escoamento, atuando no fluxo de água pela superfície até os canais, e aumentando os índices de NSE e RMSE (Dai et al., 2010).

Por ser um parâmetro de calibração, esperava-se que a rugosidade de Manning (M) alterasse os picos de vazão, pois variações nos valores alteram a velocidade do escoamento superficial, influenciando os valores dos picos de vazão (Xevi et al., 1997), mas este resultado não foi o encontrado. Em Xevi et al. (1997) os autores encontraram influência na variação da rugosidade da superfície nos valores de pico de vazão, enquanto que Dai et al. (2010) relataram pouco efeito da rugosidade na calibração do nível do lençól freático. Na região temperada, também para a rugosidade do canal de drenagem, os efeitos foram pequenos na calibração deste modelo (Xevi et al., 1997), sendo encontradas diferenças na calibração com a variação deste parâmetro.

Uma vez que a interação entre os processos simulados também resulta em uma interação entre os parâmetros, tornando cada resultado dependente do conjunto de parâmetros testados (Gupta et al., 1998; Refsgaard, 1997), era esperado que a calibração da retenção de água na superfície, concomitantemente com os parâmetros de condutividade hidráulica saturada, rugosidade de Manning no canal e na superfície, aumentasse os valores de vazões máximas na calibração. No entanto, as comparações e análises se mantiveram muito semelhantes com a simulação $S_{-50\%}$. Outros estudos utilizando o modelo Mike SHE tiveram melhores resultados

na calibração dos picos de vazão utilizando a combinação da rugosidade de Manning na superfície e detenção superficial (Sultana e Coulibaly, 2011).

Por ser considerado um importante parâmetro no modelo Mike SHE, esperava-se que modificações nos valores de condutividade hidráulica saturada gerassem respostas diferentes, principalmente para os picos de vazão, como testado em Doummar et al. (2012) e Wang et al. (2012), nos quais os autores relataram que este parâmetro foi utilizado na calibração do modelo. No entanto, este parâmetro não apresentou melhoras expressivas quando os valores foram submetidos a mudanças, e também não pode ser relacionado a uma melhora nos picos de vazão, pois os índices Q5 e NSE permaneceram muito próximos dos valores anteriores à modificação. A sensibilidade do modelo ao parâmetro de condutividade hidráulica saturada pode estar diretamente relacionada à intensidade de precipitação, para locais com grandes diferenças entre as intensidades o modelo poderá apresentar baixa sensibilidade a este parâmetro (Lørup e Styczen, 1990). Portanto, a calibração dos modelos distribuídos de base física na região tropical, a qual apresenta intensidades de precipitações diferentes, pode não ser sensível às variações neste parâmetro.

Ainda em relação à condutividade hidráulica saturada, diversos estudos utilizando o modelo Mike SHE não utilizaram este parâmetro na calibração do modelo (Feyen et al., 2000; Henriksen et al., 2003; Jaber e Shukla, 2012), pois, na maior parte das calibrações, este dado é mensurado em campo, e sua utilização pode gerar uma parametrização elevada na calibração (Refsgaard e Storm, 1990; Vázquez et al., 2002). Por este motivo, o presente estudo também não utilizou o K_{SAT} na calibração do modelo uma vez que os dados foram coletados em campo.

A terceira etapa da calibração foi a comparação e a análise dos processos de evapotranspiração real (ET_r) e interceptação (INT), ambos fornecidos como dados de saída da simulação S₋₅₀%. Nesta etapa de calibração mais refinada a maior preocupação foi a de que os processos hidrológicos fossem simulados de forma correta, de modo a trazer mais robustez ao modelo (Daggupati et al., 2015; Thirel et al., 2015a). Os parâmetros ajustados nesta etapa foram referentes ao uso da terra (C_{INT} , coeficientes C1, C2 e C3) pois tais parâmetros influenciam diretamente os processos mencionados (McMichael et al., 2006; Sahoo et al., 2006).

Em relação à interceptação, a cultura da cana-de-açúcar pode ser caracterizada com uma taxa de interceptação variando de 14% a 24% da precipitação (Fernandes et al., 2017; Silva et al., 2016; Teixeira, 2012), o que pressupõe uma subestimativa deste processo pelo modelo, pois a interceptação foi simulada em 6,1% da precipitação.

Os parâmetros responsáveis pelo cálculo da interceptação na modelagem hidrológica são o coeficiente de interceptação (C_{INT}) e o IAF (DHI, 2016b; Sahoo et al., 2006). No entanto,

os dados de IAF foram mensurados em campo (Xavier e Vettorazzi, 2003) e, portanto, não utilizados na calibração. Deste modo, o C_{INT} foi o parâmetro utilizado na calibração do processo de interceptação.

O aumento no valor da interceptação seguiu o aumento dos valores de C_{INT} , diferentemente do obtido por Xevi et al. (1997) que não encontraram efeitos significativos com a variação do C_{INT} . A necessidade de se aumentar o valor deste coeficiente em muitas vezes (200%) quando comparado aos dados de literatura (Doummar et al., 2012; Vázquez e Feyen, 2003) pode ser explicada pela diferença na precipitação entre as regiões estudadas. A dinâmica de intensidade e distribuição na região tropical é diferente daquela para onde estes parâmetros foram ajustados.

A mudança na quantidade de água interceptada tem influência direta nos processos que ocorrem na bacia hidrográfica (Silva et al., 2016; Swank, 1968), e, por isso, tem efeito direto na etapa de calibração. McMichael et al. (2006) encontraram relação entre o aumento do IAF e a diminuição do deflúvio, sendo que esta dinâmica depende ainda dos coeficientes de evapotranspiração. Os coeficientes C_1 , C_2 e C_3 já foram utilizados na calibração e validação do modelo Mike SHE em outras bacias hidrográficas, pois podem influenciar diretamente na ETr (Vázquez e Feyen, 2003) e também afetam o deflúvio (Doummar et al., 2012; Sahoo et al., 2006).

O conjunto inicial de valores estimados para os parâmetros de vegetação foram baseados nos estudos de Kristensen e Jensen (1975) e Sahoo et al. (2006), no entanto, estes coeficientes foram estimados para culturas agrícolas e gramíneas em um solo de textura arenosa média, e não necessariamente são válidas para todos os tipos de solo e clima, e valores diferentes podem ser necessários em solos com diferentes características (Kristensen e Jensen, 1975). Portanto, os coeficientes empíricos das equações de Kristensen e Jensen (1975) podem ser utilizados durante a calibração e, sendo ajustados para as condições locais, podem influenciar o deflúvio da bacia hidrográfica (McMichael et al., 2006; Xevi et al., 1997).

Estudos realizados no Estado de São Paulo para a cultura da cana-de-açúcar fornecem valores de ETr variando desde 51% até 87% da precipitação anual, dependendo da fase de rotação e das condições atmosféricas (Brito et al., 2009; Cabral et al., 2012; Nassif et al., 2014). A calibração do modelo (simulação $S_{-50\%}$) simulou uma ETr anual de 67% da precipitação anual, valores coerentes com outros estudos realizados com cultura da cana-de-açúcar que obtiveram valores de ETr /precipitação entre 67% a 77% (Ghiberto et al., 2011) e diferenças entre os ciclos da cultura com 69% no primeiro ciclo e 51% no segundo (Cabral et al., 2012). Em Dias et al. (2015) os autores reportaram ETr de 79% da precipitação em uma floresta tropical, e de 44% para a pastagem, o que se aproxima dos resultados de evapotranspiração real encontrados para a floresta nativa (86%) e a pastagem (58%) na bacia hidrográfica estudada.

As modificações nos coeficientes C1 e C2 resultaram em ligeiros aumentos da ETr, no entanto, os índices de eficiência se mantiveram quase inalterados, com diminuição dos valores de NSE_{BASE} e KGE'. Na análise de sensibilidade realizada por Xevi et al. (1997), os autores também não encontraram efeitos claros nas variáveis com modificações no coeficiente C1. No entanto, os autores registraram aumentos significativos nos picos de vazão com mudanças no valor de C2, ao contrário do que foi observado neste estudo, que apresentou pequenas mudanças com o aumento em 50% do valor inicial de C2. A influência do coeficiente C2 nos processos hidrológicos também foi registrada por Vázquez e Feyen (2003) que atribuíram esta influência às mudanças na relação transpiração/evaporação do solo provocada pelas mudanças nos coeficientes de vegetação C2 e C3.

Diante da baixa modificação da ETr frente às mudanças nos coeficientes foram adotadas a manutenção dos valores iniciais destes parâmetros, uma vez que os valores de ETr se encontravam dentro de um intervalo aceitável para a região de estudo.

Os resultados da etapa C/V foram considerados satisfatórios e permitem a utilização do modelo para simulações de cenários, uma vez que os índices de eficiência se mostraram superiores a 0,5 para o NSE, NSE_{BASE} e KGE' (Chiew e McMahon, 1993; Moriasi et al., 2015). O PABIAS apresentou um viés menor do que 5%, o que pode ser considerado satisfatório para a modelagem hidrológica (Moriasi et al., 2015).

No estudo de Xevi et al. (1997), os autores, ao calibrarem o modelo Mike SHE, obtiveram um R² de 0,65 e 0,17 para calibração e validação, respectivamente. Neste estudo, o R² para a calibração (0,65) foi semelhante ao obtido por Xevi et al. (1997), no entanto, para a validação o R² foi superior (0,62). Xevi et al. (1997) destacam que ao avaliar a etapa de calibração deve-se considerar o número de parâmetros envolvidos nos processos e a complexidade do ciclo hidrológico, uma vez que a C/V é realizada com valores médios de parâmetros que, na verdade, são distribuídos espacialmente na bacia hidrográfica, portanto, o ajuste das vazões simuladas pôde ser considerado razoavelmente bom, embora não tenha apresentado 100% de acerto. Em Dai et al. (2010) os autores obtiveram uma variação no NSE de 0,5 a 0,75 e no R² de 0,6 a 0,8 para a C/V do deflúvio, e estes valores foram considerados satisfatórios para validar o modelo. Por outro lado, o modelo também foi considerado satisfatório para simulações de cenários com valores de R² variando de 0,63-0,75, e de o índice de NSE entre 0,22-0,54 (Öztürk et al., 2013).

2.4.3. Limitações e incertezas da calibração e validação

Devido à complexidade dos modelos hidrológicos distribuídos a etapa de calibração e validação coloca em evidência as limitações e dificuldades em se utilizar estes modelos, uma vez que o ajuste dificilmente será perfeito, e o processo de melhoria pode nunca chegar ao fim, como já evidenciado (Refsgaard, 1997). Na C/V proposta neste estudo o ajuste pode ser considerado aceitável, no entanto, por se tratar de uma calibração manual, outros valores ou relações não testadas entre os parâmetros poderiam ter resultado em ajustes melhores. As inter-relações entre os parâmetros permanecem como fontes de opções não exploradas totalmente, pois dependem de uma calibração automática (Boyle et al., 2000; Madsen e Jacobsen, 2001), no entanto quanto maior o número de parâmetros a serem calibrados maior a complexidade do modelo (Sahoo et al., 2006).

A precipitação é um dos dados de entrada mais importantes na calibração dos modelos hidrológicos distribuídos e, por isso, a qualidade deste dado é proporcional à qualidade da calibração (Andersen et al., 2001; Butts et al., 2004), principalmente na região tropical, na qual a dinâmica da chuva é diferente, com sazonalidade mais marcante e precipitações mais intensas (Strauch et al., 2015).

A presença de dois postos pluviométricos em uma bacia hidrográfica de mais de 2.000 ha pode ser um indicativo de que os dados de precipitação são insuficientes para serem representativos, principalmente devido a espacialização insuficiente desta chuva (Sahoo et al., 2006). A relação entre os dados diários destes dois postos é de 0,62, e essa diferença entre postos caracteriza uma distribuição da precipitação diferente para cada local da bacia hidrográfica. Por essa razão, para a representação da distribuição no modelo mais postos pluviométricos mensurando a precipitação seriam necessários dentro da bacia hidrográfica. Possivelmente, a quantidade de postos pluviométricos para uma bacia hidrográfica com esta extensão foi subestimada, pois para um modelo hidrológico distribuído a espacialização da precipitação influencia os valores simulados (Lane et al., 2010; Sahoo et al., 2006).

Outro ponto importante é que a precipitação durante um determinado período pode acarretar na ocorrência de determinados processos, principalmente erosivos, que não apenas aqueles considerados pelo modelo, como, por exemplo: formação de uma camada de impedimento devido ao impacto da gota de chuva (“crusting”) e compactação do solo devido à passagem de máquinas, principalmente no período chuvoso (Xevi et al., 1997). Estes novos processos poderiam influenciar nos demais processos hidrológicos, como infiltração e escoamento superficial (Xevi et al., 1997).

Desta forma, a distribuição espacial e temporal dos dados ainda não está totalmente representada nos modelos hidrológicos distribuídos. De acordo com Feyen et al. (2000), embora estes modelos tenham contribuído para a representatividade espacial na bacia hidrográfica, ainda não é possível a caracterização da variabilidade espacial e temporal dos processos, principalmente pelo problema de escala na coleta dos parâmetros e no processamento do modelo (Al Khudhairi et al., 1999; Vázquez et al., 2002).

Em relação às incertezas nos valores dos parâmetros, é importante ressaltar que a estaticidade temporal de alguns parâmetros, notadamente aqueles relacionados as características hidrológicas do solo (e.g.: K_0), podem levar a erros nas simulações em modelos hidrológicos de base física. Em Sultana e Coulibaly (2011) os autores destacam que as operações de cultivo podem ocasionar variações na estrutura do solo que não são incorporados ao longo das simulações. Na bacia hidrográfica utilizada neste estudo, devido à grande área coberta com cana-de-açúcar, a passagem de máquinas durante a colheita e/ou cultivo pode ter influência na estrutura do solo, no entanto, esta influência não está inserida durante a C/V.

Estas limitações e incertezas, tanto dos dados quanto do modelo, podem contribuir para uma menor eficiência na calibração dos índices de eficiência no período de calibração, dificultando, portanto, o ajuste adequado e a finalização da etapa de C/V.

Uma alternativa para diminuir as incertezas desta etapa é a divisão da calibração em variáveis ou índices de interesse que correspondam com o objetivo específico da modelagem e com as aplicações dos cenários a serem simulados (Klemes, 1986). A etapa de C/V poderia ainda ser aprimorada se dados observados fossem obtidos a partir do monitoramento de outras variáveis, como nível do lençol freático, para assegurar a robustez dos dados simulados (Dai et al., 2010; Thirel et al., 2015a).

2.5. CONCLUSÕES

Este estudo descreveu a etapa de calibração e validação de um modelo distribuído de base física em uma bacia hidrográfica na região tropical. Foi possível compreender que a zona saturada possui efeito predominante na etapa de calibração e validação, uma vez que o parâmetro de condutividade hidráulica horizontal da zona saturada foi o mais influente nas variáveis respostas, principalmente nos indicadores de vazões mínimas. No entanto, apenas modificações neste parâmetro não se mostraram suficientes para o ajuste dos dados simulados, sendo necessário também o ajuste do parâmetro que regula a troca de água entre a zona saturada e o rio. Por serem parâmetros importantes na modelagem de base física é possível que a falta de

informações em relação aos parâmetros ou a utilização de valores médios para os parâmetros, os quais podem não representar de forma adequada o processo, resultem em incertezas nas calibrações.

Os parâmetros referentes ao uso e cobertura da terra foram utilizados para a calibração e validação principalmente das vazões de máxima, e o parâmetro de detenção da água na superfície se mostrou importante durante a etapa de calibração. Por essa razão, a mensuração mais refinada dos valores de detenção poderia resultar em melhores resultados.

Foi ainda possível compreender que para uma adequada etapa de calibração e validação é necessário também a comparação entre os processos hidrológicos simulados, como, por exemplo, evapotranspiração e interceptação, e aqueles mensurados em campo (observados), e não apenas do ajuste dos dados de vazão ou deflúvio. Esta calibração refinada é ainda mais importante dependendo da finalidade com que será utilizado o modelo hidrológico.

Outro aspecto observado foi a importância de se utilizar três formas de comparação entre os dados: visual, relativa e estatística; pois estas trazem mais robustez na escolha do melhor conjunto de parâmetros a ser utilizado.

Referências

- Abbott, M., Bathurst, J., Cunge, J., O'Connell, P., Rasmussen, J., 1986a. An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.* 87, 61–77. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90115-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90115-0)
- Abbott, M., Bathurst, J., Cunge, J., O'Connell, P., Rasmussen, J., 1986b. An introduction to the European Hydrological System—Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling. *J. Hydrol.* 87, 45–59.
- Abdelnour, A., Stieglitz, M., Pan, F., McKane, R., 2011. Catchment hydrological responses to forest harvest amount and spatial pattern. *Water Resour. Res.* 47, 1–18. <https://doi.org/10.1029/2010WR010165>
- Agnew, L.J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V.B., Lembo, A.J., Steenhuis, T.S., Walter, M.T., 2006. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *J. Environ. Manage.* 78, 63–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.021>
- Al Khudhairy, D., Thompson, Gavin, H., Hamm, N., 1999. Hydrological modelling of a drained grazing marsh under agricultural land use and the simulation of restoration management scenarios. *Hydrol. Sci. J.* 44, 943–971. <https://doi.org/10.1080/02626669909492291>
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. *FAO Irrigation and Drainage Paper No.56*. FAO, Rome.

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Alves-Pinto, H.N., Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., Barros, F.S.M., Sansevero, J.B.B., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Lemgruber, L., Rangel, M.C., Silva, A.C.P., 2017. Reconciling rural development and ecological restoration: Strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. *Land use policy* 60, 419–426. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.004>
- Andersen, J., Refsgaard, J.C., Jensen, K.H., 2001. Distributed hydrological modelling of the Senegal River Basin - Model construction and validation. *J. Hydrol.* 247, 200–214. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00384-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00384-5)
- Andréassian, V., 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *J. Hydrol.* 291, 1–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.015>
- Andrén, H., 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71, 355. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Arnold, J., Srinivasan, R., Muttiah, R., Williams, J., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 34, 73–89.
- Band, L.E., Hwang, T., Hales, T.C., Vose, J., Ford, C., 2012. Ecosystem processes at the watershed scale: Mapping and modeling ecohydrological controls of landslides. *Geomorphology* 137, 159–167. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.06.025>
- Band, L.E., Patterson, P., Nemani, R., Running, S.W., 1993. Forest ecosystem processes at the watershed scale: incorporating hillslope hydrology. *Agric. For. Meteorol.* 63, 93–126. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(93\)90024-C](https://doi.org/10.1016/0168-1923(93)90024-C)
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscagin, R.T., Condez, T.H., Dixo, M., Igari, A.T., Martensen, A.C., Metzger, J.P., 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* (80-.). 345, 1041–1045. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>
- Battie Laclau, P., Laclau, J.P., 2009. Growth of the whole root system for a plant crop of sugarcane under rainfed and irrigated environments in Brazil. *F. Crop. Res.* 114, 351–360. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.09.004>
- Beck, H.E., Bruijnzeel, L.A., van Dijk, A.I.J.M., McVicar, T.R., Scatena, F.N., Schellekens, J., 2013. The impact of forest regeneration on streamflow in 12 mesoscale humid tropical catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 2613–2635. <https://doi.org/10.5194/hess-17-2613-2013>
- Beskow, S., de Mello, C.R., Norton, L.D., 2011. Development , sensitivity and uncertainty analysis of LASH model. *Sci. Agric.* 68, 265–274.

- Beskow, S., Norton, L.D., Mello, C.R., 2013a. Hydrological Prediction in a Tropical Watershed Dominated by Oxisols Using a Distributed Hydrological Model. *Water Resour. Manag.* 27, 341–363. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0189-8>
- Beskow, S., Norton, L.D., Mello, C.R., 2013b. Hydrological Prediction in a Tropical Watershed Dominated by Oxisols Using a Distributed Hydrological Model. *Water Resour. Manag.* 27, 341–363. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0189-8>
- Birkel, C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., 2012a. Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical rainforest headwater catchment. *Hydrol. Sci. Journal-Journal Des Sci. Hydrol.* 57, 1543–1561. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.728707>
- Birkel, C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., 2012b. Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical rainforest headwater catchment. *Hydrol. Sci. J.* 57, 1543–1561. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.728707>
- Blöschl, G., Ardoin-Bardin, S., Bonell, M., Dorninger, M., Goodrich, D., Gutknecht, D., Matamoros, D., Merz, B., Shand, P., Szolgay, J., 2007. At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? *Hydrol. Process.* 21, 1241–1247. <https://doi.org/10.1002/hyp.6669>
- Bonell, M., Purandara, B.K., Venkatesh, B., Krishnaswamy, J., Acharya, H.A.K., Singh, U. V., Jayakumar, R., Chappell, N., 2010. The impact of forest use and reforestation on soil hydraulic conductivity in the Western Ghats of India: Implications for surface and sub-surface hydrology. *J. Hydrol.* 391, 47–62. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.004>
- Boongaling, C.G.K., Faustino-Eslava, D. V., Lansigan, F.P., 2018. Modeling land use change impacts on hydrology and the use of landscape metrics as tools for watershed management: The case of an ungauged catchment in the Philippines. *Land use policy* 72, 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.042>
- Booth, E.G., Zipper, S.C., Loheide, S.P., Kucharik, C.J., 2016. Is groundwater recharge always serving us well? Water supply provisioning, crop production, and flood attenuation in conflict in Wisconsin, USA. *Ecosyst. Serv.* 21, 153–165. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.08.007>
- Bosch, J., Hewlett, J., 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.* 55, 3–23.
- Boyero, L., Ramírez, A., Dudgeon, D., Pearson, R.G., 2009. Are tropical streams really different? *J. North Am. Benthol. Soc.* 28, 397–403. <https://doi.org/10.1899/08-146.1>
- Boyle, D.P., Gupta, H. V., Sorooshian, S., 2000. Toward improved calibration of hydrologic models: Combining the strengths of manual and automatic methods. *Water Resour. Res.* 36, 3663–3674. <https://doi.org/10.1029/2000WR900207>
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 1–32. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>

- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2015. Impacts of Land-Use Change on Groundwater Supply: Ecosystem Services Assessment in Kona, Hawaii. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 141. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000495](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000495)
- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2012. Land cover effects on groundwater recharge in the tropics: Ecohydrologic mechanisms. *Ecohydrology* 5, 435–444. <https://doi.org/10.1002/eco.236>
- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2010. Forest structure influences on rainfall partitioning and cloud interception: A comparison of native forest sites in Kona, Hawai'i. *Agric. For. Meteorol.* 150, 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.011>
- Brito, A. dos S., Libardi, P.L., Ghiberto, P.J., 2009. Componentes do balanço de água no solo com cana-de-açúcar, com e sem adubação nitrogenada. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 33, 295–303. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.1974.tb00606.x>
- Brogna, D., Dufrêne, M., Michez, A., Latli, A., Jacobs, S., Vincke, C., Dendoncker, N., 2018. Forest cover correlates with good biological water quality. Insights from a regional study (Wallonia, Belgium). *J. Environ. Manage.* 211, 9–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.017>
- Brogna, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., Dendoncker, N., 2017. How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecol. Indic.* 72, 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>
- Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W., Vertessy, R.A., 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *J. Hydrol.* 310, 28–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>
- Bruijnzeel, L., 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 185–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>
- Bruijnzeel, L., 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review, ... effects of conversion: a state of knowledge review. UNESCO, Amsterdam, Netherlands.
- Buttle, J.M., 2011. Streamflow response to headwater reforestation in the Ganaraska River basin, southern Ontario, Canada. *Hydrol. Process.* 25, 3030–3041. <https://doi.org/10.1002/hyp.8061>
- Buttle, J.M., 2002. Rethinking the donut: the case for hydrologically relevant buffer zones. *Hydrol. Process.* 16, 3093–3096. <https://doi.org/10.1002/hyp.5066>
- Cabral, O.M.R., Rocha, H.R., Gash, J.H., Ligo, M.A.V., Tatsch, J.D., Freitas, H.C., Brasílio, E., 2012. Water use in a sugarcane plantation. *Glob. Chang. Biol. Bioenergy* 4, 555–565. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01155.x>
- Cadol, D., Kampf, S., Wohl, E., 2012. Effects of evapotranspiration on baseflow in a tropical headwater catchment. *J. Hydrol.* 462–463, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.060>

- Calder, I., 1998. Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiol.* 18, 625–631.
- Calder, I.R., 2007. Forests and water-Ensuring forest benefits outweigh water costs. *For. Ecol. Manage.* 251, 110–120. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.015>
- Calder, I.R., 2002. Forests and Hydrological Services : Reconciling public and science perceptions. *L. Use Water Resour. Res.* 2, 1–12.
- Canadell, J., Jackson, R., Ehleringer, J., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.-D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108, 583–595. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>
- Carvalho-Santos, C., Honrado, J.P., Hein, L., 2014. Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. *Ecol. Complex.* 20, 69–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.09.001>
- Chalkidis, I., Seferlis, M., Sakellariou-Makrantonaki, M., 2016. Evaluation of the environmental impact of an irrigation network in a Ramsar area of the Greek part of the Strymonas River basin using a coupled MIKE SHE/MIKE 11 modelling system. *Glob. Nest J.* 18, 56–66.
- Chandler, D.G., 2006. Reversibility of forest conversion impacts on water budgets in tropical karst terrain. *For. Ecol. Manage.* 224, 95–103. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.010>
- Cherubin, M.R., Karlen, D.L., Franco, A.L.C., Tormena, C.A., Cerri, C.E.P., Davies, C.A., Cerri, C.C., 2016. Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma* 267, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.004>
- Chiew, F.H.S., McMahon, T.A., 1993. Assessing the adequacy of catchment streamflow yield estimates. *Aust. J. Soil Res.* 31, 665–680. <https://doi.org/10.1071/SR9930665>
- Chow, V. te, 1959. Open-channel hydraulics.
- Costanza, R., 1998. The value of ecosystem services. *Ecol. Econ.* 25, 1–2. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00007-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00007-X)
- Coyle, C., Creamer, R.E., Schulte, R.P.O., O’Sullivan, L., Jordan, P., 2016. A Functional Land Management conceptual framework under soil drainage and land use scenarios. *Environ. Sci. Policy* 56, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.012>
- Daggupati, P., Pai, N., Ale, S., Zeckoski, R.W., Jeong, J., Parajuli, P.B., Saraswat, D., Youssef, M.A., 2015. A Recommended Calibration and Validation Strategy for Hydrologic and Water Quality Models. *Trans. ASABE* 58, 1705–1719. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10712>
- Dai, Z., Li, C., Trettin, C., Sun, G., Amatya, D., Li, H., 2010. Bi-criteria evaluation of the MIKE SHE model for a forested watershed on the South Carolina coastal plain. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 1033–1046. <https://doi.org/10.5194/hess-14-1033-2010>
- Daniels, A.E., Bagstad, K., Esposito, V., Moulaert, A., Rodriguez, C.M., 2010. Understanding the impacts of Costa Rica’s PES: Are we asking the right questions? *Ecol. Econ.* 69, 2116–2126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.011>

- Daws, M.I., Mullins, C.E., Burslem, D.F.R.P., Paton, S.R., Dalling, J.W., 2002. Topographic position affects the water regime in a semideciduous tropical forest in Panamá. *Plant Soil* 238, 79–90. <https://doi.org/10.1023/A:1014289930621>
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Dean, J.F., Webb, J.A., Jacobsen, G.E., Chisari, R., Dresel, P.E., 2015. A groundwater recharge perspective on locating tree plantations within low-rainfall catchments to limit water resource losses. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 1107–1123. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1107-2015>
- DeFries, R., Eshleman, K.N., 2004. Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. *Hydrol. Process.* 18, 2183–2186. <https://doi.org/10.1002/hyp.5584>
- DHI, 2016a. Mike SHE - Volume 1: User Guide. Hørsholm, Denmark.
- DHI, 2016b. Mike SHE - Volume 2: Reference Guide. Hørsholm, Denmark.
- DHI, 2016c. Mike 11 - Reference Manual (No. 2016). Hørsholm, Denmark.
- DHI, 2016d. Mike 11 - User Guide. Hørsholm, Denmark.
- Dias, L.C.P., Macedo, M.N., Costa, M.H., Coe, M.T., Neill, C., 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 4, 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>
- Doummar, J., Sauter, M., Geyer, T., 2012. Simulation of flow processes in a large scale karst system with an integrated catchment model (Mike She) - Identification of relevant parameters influencing spring discharge. *J. Hydrol.* 426–427, 112–123. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.021>
- Dourado-Neto, D., Nielsen, D.R., Hopmans, W., Reichardt, K., Oliveira, O., 2000. Software to model soil water retention curves (SWRC , version Nota. *Sci. Agric.* 57, 4–7. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162000000100031>
- Du, E., Link, T.E., Wei, L., Marshall, J.D., 2016. Evaluating hydrologic effects of spatial and temporal patterns of forest canopy change using numerical modelling. *Hydrol. Process.* 30, 217–231. <https://doi.org/10.1002/hyp.10591>
- Dubus, I.G., Brown, C.D., 2002. Sensitivity and First-Step Uncertainty Analyses for the Preferential Flow Model MACRO. *J. Environ. Qual.* 31, 227. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.2270>
- Duku, C., Rathjens, H., Zwart, S.J., Hein, L., 2015. Towards ecosystem accounting: A comprehensive approach to modelling multiple hydrological ecosystem services. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 4377–4396. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4377-2015>

- Dunne, T., 1979. Sediment yield and land use in tropical catchments. *J. Hydrol.* 42, 281–300. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(79\)90052-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(79)90052-0)
- Elsenbeer, H., 2001. Hydrologic flowpaths in tropical rainforest soilscares-A review. *Hydrol. Process.* 15, 1751–1759. <https://doi.org/10.1002/hyp.237>
- Engel, B., Storm, D., White, M., Arnold, J., Arabi, M., 2007. A hydrologic/water quality model application protocol. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 1223–1226. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00105.x>
- Fahrig, L., 2002. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold : A Synthesis Lenore. *Ecol. Appl.* 12, 346–353. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0346:EOHFOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0346:EOHFOT]2.0.CO;2)
- Fahrig, L., Nettle, W.K., 2005. Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments, in: Lovett, G.M., Turner, M.G., Jones, C.G., Weathers, K.C. (Eds.), *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. Springer New York, New York, NY, pp. 95–118. https://doi.org/10.1007/0-387-24091-8_6
- Farley, J., Costanza, R., 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecol. Econ.* 69, 2060–2068. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010>
- Farley, K.A., Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Glob. Chang. Biol.* 11, 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Feitosa, A.C., Manoel Filho, J., Feitosa, E.C., Ddemétrio, J.G.A., 2008. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*, 3ª Ed. ed. CPRM: LABHID, Rio de Janeiro.
- Fernandes, R.P., Willians, R., Salemi, L.F., Morgan, T., Andrade, B. De, Moraes, J.M. De, Van, A.I.J.M., Martinelli, L.A., 2017. The influence of sugarcane crop development on rainfall interception losses. *J. Hydrol.* <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.027>
- Ferraz, S.F.B., Ferraz, K.M.P.M.B., Cassiano, C.C., Brancalion, P.H.S., da Luz, D.T.A., Azevedo, T.N., Tambosi, L.R., Metzger, J.P., 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landsc. Ecol.* 29, 187–200. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>
- Feyen, L., Vázquez, R., Christiaens, K., Sels, O., Feyen, J., 2000. Application of a distributed physically-based hydrological model to a medium size catchment. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 4, 47–63.
- Filoso, S., Bezerra, M.O., Weiss, K.C.B., Filoso, S., Palmer, M.A., 2017. Impacts of forest restoration on water yield : A systematic review. *PLoS One* 12, 1–26. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>
- Fischer, J., Abson, D.J., Butsic, V., Chappell, M.J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H.G., von Wehrden, H., 2014. Land sparing versus land sharing: Moving forward. *Conserv. Lett.* 7, 149–157. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>

- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.E. a, Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J., Prentice, C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570–4. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Engle-wood Cliffs, NJ.
- Fujieda, M., Kudoh, T., Cicco, V. De, Calvarcho, J. de, 1997. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. *J. Hydrol.* 196, 26–46.
- Gageler, R., Bonner, M., Kirchhof, G., Amos, M., Robinson, N., Schmidt, S., Shoo, L.P., 2014. Early response of soil properties and function to riparian rainforest restoration. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104198>
- Gao, Q., Yu, M., 2017. Reforestation-induced changes of landscape composition and configuration modulate freshwater supply and flooding risk of tropical watersheds. *PLoS One* 12, 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181315>
- Gergel, S.E., 2005. Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading? *Landsc. Ecol.* 20, 177–189. <https://doi.org/10.1007/s10980-004-2263-y>
- Geroy, I.J., Gribb, M.M., Marshall, H.P., Chandler, D.G., Benner, S.G., McNamara, J.P., 2011. Aspect influences on soil water retention and storage. *Hydrol. Process.* 25, 3836–3842. <https://doi.org/10.1002/hyp.8281>
- Ghiberto, P.J., Libardi, P.L., Brito, A.S., Trivelin, P.C.O., 2011. Components of the water balance in soil with sugarcane crops. *Agric. Water Manag.* 102, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.09.010>
- Ghimire, C.P., Bruijnzeel, L.A., Lubczynski, M.W., Bonell, M., 2014. Negative trade-off between changes in vegetation water use and infiltration recovery after reforesting degraded pasture land in the Nepalese Lesser Himalaya. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 4933–4949. <https://doi.org/10.5194/hess-18-4933-2014>
- Ghimire, C.P., Bruijnzeel, L.A., Lubczynski, M.W., Bonell, M., 2012. Rainfall interception by natural and planted forests in the Middle Mountains of Central Nepal. *J. Hydrol.* 475, 270–280. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.051>
- Grayson, R.B., Argent, R.M., Nathan, R.J., McMahon, T.A., Mein, R.G., 1996. *Hydrological recipes: estimation techniques in Asutralian hydrology*. Cooperative Research Center for Hydrology.
- Green, R.E., 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* (80-.). 307, 550–555. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Gücker, B., BoËchat, I.G., Giani, A., 2009. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshw. Biol.* 54, 2069–2085. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02069.x>

- Gupta, H.V., Sorooshian, S., Yapo, P.O., 1998. Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resour. Res.* 34, 751. <https://doi.org/10.1029/97WR03495>
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Guswa, A., Brauman, K., Brown, C., Hamel, P., Keeler, B., Sayre, S.S., 2014. Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making. *Water Resour. Res.* 1–10. <https://doi.org/10.1002/2014WR015497>.Received
- Guzha, A.C., Rufino, M.C., Okoth, S., Jacobs, S., Nóbrega, R.L.B., 2018. Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 15, 49–67. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosyst. Ecol. a new Synth.* 1, 110–139.
- Hansen, J.R., Refsgaard, J.C., Hansen, S., Ernsten, V., 2007. Problems with heterogeneity in physically based agricultural catchment models. *J. Hydrol.* 342, 1–16. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.04.016>
- Harden, C.P., 2000. Rainfall Response of Degraded Soil Following Reforestation in the Copper Basin, Tennessee, USA. *Environ. Manage.* 26, 163–174. <https://doi.org/10.1007/s002670010079>
- Harden, C.P., Mathews, L., 2000. Rainfall response of degraded soil following reforestation in the Copper Basin, Tennessee, USA. *Environ. Manage.* 26, 163–174. <https://doi.org/10.1007/s002670010079>
- Harvey, C.A., Chacón, M., Donatti, C.I., Garen, E., Hannah, L., Andrade, A., Bede, L., Brown, D., Calle, A., Char??, J., Clement, C., Gray, E., Hoang, M.H., Minang, P., Rodríguez, A.M., Seeberg-Elverfeldt, C., Semroc, B., Shames, S., Smukler, S., Somarriba, E., Torquebiau, E., van Etten, J., Wollenberg, E., 2014. Climate-Smart Landscapes: Opportunities and Challenges for Integrating Adaptation and Mitigation in Tropical Agriculture. *Conserv. Lett.* 7, 77–90. <https://doi.org/10.1111/conl.12066>
- Hawthorne, S., Miniati, C.F., 2018. Topography may mitigate drought effects on vegetation along a hillslope gradient. *Ecohydrology* 11. <https://doi.org/10.1002/eco.1825>
- Henriksen, H.J., Troldborg, L., Nyegaard, P., Sonnenborg, T.O., Refsgaard, J.C., Madsen, B., 2003. Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. *J. Hydrol.* 280, 52–71. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00186-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00186-0)
- Hewlett, J., Hibbert, A., 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. *For. Hydrol.* 1, 275–290.
- Hibbert, A., 1967. Forest treatment effects on water yield, in: *Proceedings of International Symposium on Forest Hydrology*. Pergamon Press, Nova York, pp. 527–543.

- House, A.R., Thompson, J.R., Roberts, C., de Smeth, K., Old, G., Acreman, M.C., 2017. Projecting impacts of climate change on habitat availability in a macrophyte dominated Chalk River. *Ecohydrology* 10, 1–13. <https://doi.org/10.1002/eco.1823>
- Huff, D.D., Hargrove, B., Tharp, M.L., Graham, R., 2000. Managing Forests for Water Yield: The Importance of Scale. *J. For.* 98, 15–19.
- Ilstedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E., Murdiyarso, D., 2007. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 251, 45–51. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.014>
- Jaber, F.H., Shukla, S., 2012. Mike She: Model Use, Calibration, and Validation. *Trans. Asabe* 55, 1479–1489.
- Jaber, F.H., Shukla, S., 2005. Hydrodynamic modeling approaches for agricultural storm water impoundments. *J. Irrig. Drain. Eng.* 131, 307–315. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9437\(2005\)131:4\(307\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(2005)131:4(307))
- Jardim, M.H., Bursztyn, M.A., 2015. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Eng. Sanit. e Ambient.* 20, 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>
- Jayatilaka, C.J., Storm, B., Mudgway, L.B., 1998. Simulation of water flow on irrigation bay scale with MIKE-SHE. *J. Hydrol.* 208, 108–130. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00151-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00151-6)
- Jones, J.A., 2000. Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 36, 2621–2642. <https://doi.org/10.1029/2000WR900105>
- Jones, J.A., 2000. Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 36, 2621–2642. <https://doi.org/10.1029/2000WR900105>
- Jones, J.A., Grant, G.E., 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 32, 959–974. <https://doi.org/10.1029/95WR03493>
- Jones, K.B., Zurlini, G., Kienast, F., Petrosillo, I., Edwards, T., Wade, T.G., Li, B. lian, Zaccarelli, N., 2013. Informing landscape planning and design for sustaining ecosystem services from existing spatial patterns and knowledge. *Landsc. Ecol.* 28, 1175–1192. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9794-4>
- Jónsson, J.Ö.G., Davíðsdóttir, B., 2016. Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agric. Syst.* 145, 24–38. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.010>
- Jordan, P., Menary, W., Daly, K., Kiely, G., Morgan, G., Byrne, P., Moles, R., 2005. Patterns and processes of phosphorus transfer from Irish grassland soils to rivers - Integration of laboratory and catchment studies. *J. Hydrol.* 304, 20–34. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.021>

- Kalantari, Z., Lyon, S.W., Folkesson, L., French, H.K., Stolte, J., Jansson, P.-E., Sassner, M., 2014. Quantifying the hydrological impact of simulated changes in land use on peak discharge in a small catchment. *Sci. Total Environ.* 466-467, 741–54. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.047>
- Kienzler, P.M., Naef, F., 2008. Subsurface storm flow formation at different hillslopes and implications for the “old water paradox.” *Hydrol. Process.* 22, 104–116. <https://doi.org/10.1002/hyp.6687>
- Kim, J.H., Jackson, R.B., 2012. A Global Analysis of Groundwater Recharge for Vegetation, Climate, and Soils. *Vadose Zo. J.* 11, 0. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0021RA>
- Klemes, V., 1986. Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrol. Sci. J.* 31, 13–24. <https://doi.org/10.1080/02626668609491024>
- Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M., 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *J. Hydrol.* 424-425, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol. Lett.* 8, 468–79. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x>
- Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B.K., Lele, S., Kiran, M.C., Reddy, V., Badiger, S., Rakesh, K.N., 2012. The rain-runoff response of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation in the Western Ghats of India. *J. Hydrol.* 472, 216–237. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.016>
- Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B.K., Rakesh, K.N., Lele, S., Kiran, M.C., Reddy, V., Badiger, S., 2013. The groundwater recharge response and hydrologic services of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation: Support for the “infiltration-evapotranspiration trade-off hypothesis.” *J. Hydrol.* 498, 191–209. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.034>
- Kristensen, K.J., Jensen, S.E., 1975. A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. *Nord. Hydrol.* 6, 170–188. <https://doi.org/10.2166/nh.1975.012>
- Lamy, T., Liss, K.N., Gonzalez, A., Bennett, E.M., 2016. Landscape structure affects the provision of multiple ecosystem services. *Environ. Res. Lett.* 11, 124017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/12/124017>
- Lane, P.N.J., Feikema, P.M., Sherwin, C.B., Peel, M.C., Freebairn, A.C., 2010. Modelling the long term water yield impact of wildfire and other forest disturbance in Eucalypt forests. *Environ. Model. Softw.* 25, 467–478. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.11.001>
- Layke, C., Mapendembe, A., Brown, C., Walpole, M., Winn, J., 2011. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. *Ecol. Indic.* 17, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.025>

- Le Tellier, V., Carrasco, A., Asquith, N., 2009. Attempts to determine the effects of forest cover on stream flow by direct hydrological measurements in Los Negros, Bolivia. *For. Ecol. Manage.* 258, 1881–1888. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.031>
- Lele, S., 2009. Watershed services of tropical forests: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 1, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.007>
- Liu, J., Luo, M., Liu, T., Bao, A., de Maeyer, P., Feng, X., Chen, X., 2017. Local climate change and the impacts on hydrological processes in an arid alpine catchment in Karakoram. *Water (Switzerland)* 9, 1–17. <https://doi.org/10.3390/w9050344>
- Liu, Z., Yao, Z., Huang, H., Wu, S., Liu, G., 2014. Land use and climate changes and their impacts on runoff in the Yarlung Zangbo river basin, China. *L. Degrad. Dev.* 25, 203–215. <https://doi.org/10.1002/ldr.1159>
- Locatelli, B., Vignola, R., 2009. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help? *For. Ecol. Manage.* 258, 1864–1870. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.015>
- Lørup, J.K., Refsgaard, J.C., Mazvimavi, D., 1998. Assessing the effect of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: Case studies from Zimbabwe. *J. Hydrol.* 205, 147–163. [https://doi.org/10.1016/S0168-1176\(97\)00311-9](https://doi.org/10.1016/S0168-1176(97)00311-9)
- Lørup, J.K., Styczen, M., 1990. Soil Erosion Modelling, in: Abbott, M., Refsgaard, J.C. (Eds.), *Distributed Hydrological Modelling*. Springer, Dordrecht, pp. 93–120. https://doi.org/10.1007/978-94-009-0257-2_6
- Lozano-Baez, S.E., Cooper, M., Ferraz, S.F.B., Rodrigues, R.R., Pirastru, M., di Prima, S., 2018. Previous land use affects the recovery of soil hydraulic properties after forest restoration. *Water (Switzerland)* 10, 1–16. <https://doi.org/10.3390/w10040453>
- Lu, J., Sun, G., Amatya, D.M., Harder, S.V., McNulty, S.G., 2006. Understanding the hydrologic response of a coastal plain watershed to forest management and climate change in South Carolina, U.S.A., in: Williams, T. (Ed.), *Hydrology and Management of Forested Wetlands: Proceedings of the International Conference*. American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph, MI, pp. 231–239.
- Luo, M., Meng, F., Liu, T., Duan, Y., Frankl, A., Kurban, A., De Maeyer, P., 2017. Multi-Model Ensemble Approaches to Assessment of Effects of Local Climate Change on Water Resources of the Hotan River Basin in Xinjiang, China. *Water* 9, 584. <https://doi.org/10.3390/w9080584>
- Lyne, V.D., Hollick, M., 1979. Stochastic time-varying rainfall-runoff modelling, in: *Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium*. Institution of Engineers, Perth, Australia, pp. 89–92.
- Ma, L., He, C., Bian, H., Sheng, L., 2016. MIKE SHE modeling of ecohydrological processes: Merits, applications, and challenges. *Ecol. Eng.* 96, 137–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.008>

- Madsen, H., Jacobsen, T., 2001. Automatic calibration of the MIKE SHE integrated hydrological modelling system, in: 4th DHI Software Conference. Helsingør, Denmark, pp. 6–8.
- Magnuszewski, P., Ostasiewicz, K., Chazdon, R., Salk, C., Pajak, M., Sendzimir, J., Andersson, K., 2015. Resilience and alternative stable states of tropical forest landscapes under shifting cultivation regimes. *PLoS One* 10, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137497>
- Malone, R.W., Yagow, G., Baffaut, C., Gitau, M.W., Qi, Z., Amatya, D.M., Parajuli, P.B., Bonta, J.V., Green, T.R., 2015. Parameterization Guidelines and Considerations for Hydrologic Models. *Trans. ASABE* 58, 1681–1703. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10709>
- Martinelli, L.A., Filoso, S., Aranha, C.D.B., Ferraz, S.F.B., Andrade, T.M.B., Ravagnani, E.D.C., Coletta, L. Della, 2013. Water Use in Sugar and Ethanol Industry in the State of São Paulo (Southeast Brazil). *J. Sustain. Bioenergy Syst.* 3, 135–142.
- McDonnell, J.J., Sivapalan, M., Vaché, K., Dunn, S., Grant, G., Haggerty, R., Hinz, C., Hooper, R., Kirchner, J., Roderick, M.L., Selker, J., Weiler, M., 2007. Moving beyond heterogeneity and process complexity: A new vision for watershed hydrology. *Water Resour. Res.* 43, 1–6. <https://doi.org/10.1029/2006WR005467>
- McGuire, K.J., McDonnell, J.J., Weiler, M., Kendall, C., McGlynn, B.L., Welker, J.M., Seibert, J., 2005. The role of topography on catchment-scale water residence time. *Water Resour. Res.* 41, 1–14. <https://doi.org/10.1029/2004WR003657>
- McMichael, C.E., Hope, A.S., Loaiciga, H.A., 2006. Distributed hydrological modelling in California semi-arid shrublands: MIKE SHE model calibration and uncertainty estimation. *J. Hydrol.* 317, 307–324. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.023>
- Mei, X. mei, Ma, L., Zhu, Q. ke, Wang, S., Zhang, D., Wang, Y., 2018. Responses of soil moisture to vegetation restoration type and slope length on the loess hillslope. *J. Mt. Sci.* 15, 548–562. <https://doi.org/10.1007/s11629-017-4415-y>
- Mingoti, R., 2012. Efeitos da espacialização da cobertura florestal e da profundidade dos solos na produção de água de uma bacia hidrográfica. Univesidade de São Paulo.
- Mitchell, P.J., Benyon, R.G., Lane, P.N.J., 2012. Responses of evapotranspiration at different topographic positions and catchment water balance following a pronounced drought in a mixed species eucalypt forest, Australia. *J. Hydrol.* 440–441, 62–74. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.026>
- Mohammad, A.G., Adam, M.A., 2010. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. *Catena* 81, 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.01.008>
- Monteiro, L.A., Sentelhas, P.C., 2014. Potential and Actual Sugarcane Yields in Southern Brazil as a Function of Climate Conditions and Crop Management. *Sugar Tech* 16, 264–276. <https://doi.org/10.1007/s12355-013-0275-0>
- Moretti, L.R., 2001. Avaliação da erosão superficial em pequenas bacias hidrográficas rurais.

- Moriasi, D.N., Gitau, M.W., Daggupati, P., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. *Trans. ASABE* 58, 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Moro, M., 2005. A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.
- Müller, M.M.L., Guimarães, M.F., Desjardins, T., Mitja, D., 2004. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian amazon: A case study. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.003>
- Naiman, R.J., Henri, D., 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621–658. [https://doi.org/10.1006/0066-4162\(97\)1120-0621](https://doi.org/10.1006/0066-4162(97)1120-0621)
- Nassauer, J.I., Opdam, P., 2008. Design in science: Extending the landscape ecology paradigm. *Landsc. Ecol.* 23, 633–644. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9226-7>
- Nassif, D.S.P., Marin, F.R., Costa, L.G., 2014. Evapotranspiration and Transpiration Coupling to the Atmosphere of Sugarcane in Southern Brazil: Scaling Up from Leaf to Field. *Sugar Tech* 16, 250–254. <https://doi.org/10.1007/s12355-013-0267-0>
- Neary, D.G., Ice, G.G., Jackson, C.R., 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *For. Ecol. Manage.* 258, 2269–2281. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.027>
- Newton, A.C., Cantarello, E., 2015. Restoration of forest resilience: An achievable goal? *New For.* 46, 645–668. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9489-1>
- Norris, V., 1993. The use of buffer zones to protect water quality: A review. *Water Resour. Manag.* 7, 257–272. <https://doi.org/10.1007/BF00872284>
- Ochoa-Tocachi, B.F., Buytaert, W., De Bièvre, B., Céleri, R., Crespo, P., Villacís, M., Llerena, C.A., Acosta, L., Villazón, M., Gualpa, M., Gil-Ríos, J., Fuentes, P., Olaya, D., Viñas, P., Rojas, G., Arias, S., 2016. Impacts of land use on the hydrological response of tropical Andean catchments. *Hydrol. Process.* 30, 4074–4089. <https://doi.org/10.1002/hyp.10980>
- Ogden, F.L., Crouch, T.D., Stallard, R.F., Hall, J.S., 2013. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resour. Res.* 49, 8443–8462. <https://doi.org/10.1002/2013WR013956>
- Öztürk, M., Coptý, N.K., Saysel, A.K., 2013. Modeling the impact of land use change on the hydrology of a rural watershed. *J. Hydrol.* 497, 97–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.05.022>
- Paula, F.R. de, Gerhard, P., Ferraz, S.F. de B., Wenger, S.J., 2018. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. *Ecol. Indic.* 85, 1181–1191. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.061>

- Perkins, K.S., Nimmo, J.R., Medeiros, A.C., 2012. Effects of native forest restoration on soil hydraulic properties, Auwahi, Maui, Hawaiian Islands. *Geophys. Res. Lett.* 39, 2–5. <https://doi.org/10.1029/2012GL051120>
- Perkins, K.S., Nimmo, J.R., Medeiros, A.C., Szutu, D.J., von Allmen, E., 2014. Assessing effects of native forest restoration on soil moisture dynamics and potential aquifer recharge, Auwahi, Maui. *Ecohydrology* 7, 1437–1451. <https://doi.org/10.1002/eco.1469>
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E., 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservatio: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* (80-.). 333, 1289–1291. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Pilgrim, D.H., Cordery, I., Baron, B.C., 1982. Effects of catchment size on runoff relationships. *J. Hydrol.* 58, 205–221. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90035-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90035-X)
- Polyakov, V., Fares, A., Ryder, M.H., 2005. Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environ. Rev.* 13, 129–144. <https://doi.org/10.1139/a05-010>
- Porras, I., Greig-Gran, M., Neves, N., Development, I.I. for E. and, 2008. All that glitters: a review of payments for watershed services in developing countries, *Natural Resources Issues*. <https://doi.org/10.1119/1.2341716>
- Price, K., 2011. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 465–492. <https://doi.org/10.1177/0309133311402714>
- Price, K., Jackson, C.R., Parker, A.J., Reitan, T., Dowd, J., Cyterski, M., 2011. Effects of watershed land use and geomorphology on stream low flows during severe drought conditions in the southern Blue Ridge Mountains, Georgia and North Carolina, United States. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009340>
- Pushpalatha, R., Perrin, C., Moine, N. Le, Andréassian, V., 2012. A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *J. Hydrol.* 420-421, 171–182. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.055>
- Qiu, J., Turner, M.G., 2015. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. *Ecosphere* 6, art229. <https://doi.org/10.1890/ES15-00312.1>
- Qiu, J., Turner, M.G., 2013. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 12149–12154. <https://doi.org/10.1073/pnas.1310539110>
- Ranieri, S.B.L., Sparovek, G., Souza, M.P., Dourado Neto, D., 1998. Aplicação de índice comparativo na avaliação do risco de degradação das terras. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 22, 751–760. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831998000400021>
- Refsgaard, J.C., 1997. Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models. *J. Hydrol.* 198, 69–97. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03329-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03329-X)

- Refsgaard, J.C., Storm, B., 1990. Construction, Calibration And Validation of Hydrological Models, in: Abbott, M.B., Refsgaard, J.C. (Eds.), *Distributed Hydrological Modelling*. Springer, Dordrecht, pp. 41–54. https://doi.org/10.1007/978-94-009-0257-2_3
- Refsgaard, J.C., Storm, B., Clausen, T., 2010. Système Hydrologique Européen (SHE): review and perspectives after 30 years development in distributed physically-based hydrological modelling. *Hydrol. Res.* 41, 355. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.009>
- Richards, R.C., Rerolle, J., Aronson, J., Henrique, P., Gonçalves, H., Brancalion, P.H.S., 2015. Governing a pioneer program on payment for watershed services : Stakeholder involvement , legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. *Ecosyst. Serv.* 16, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>
- Richards, R.P., 1989. Measures of flow variability for Great Lakes tributaries. *Environ. Monit. Assess.* 13, 361–377. <https://doi.org/10.1007/BF00394240>
- Rigueira, D.M.G., da Rocha, P.L.B., Mariano-Neto, E., 2013. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: Resources for conservation. *Biodivers. Conserv.* 22, 3141–3163. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0575-4>
- Ritter, A., Munoz-Carpena, R., 2013. Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *J. Hydrol.* 480, 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>
- Roa-García, M.C., Brown, S., Schreier, H., Lavkulich, L.M., 2011. The role of land use and soils in regulating water flow in small headwater catchments of the Andes. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009582>
- Rodrigues, R.R., 1999. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. *Circ. Técnica IPEF.* 189, 189p1–18.
- Rodriguez- Iturbe, I., 2000. Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resour. Res.* 36, 3–9.
- Ryffel, A.N., Rid, W., Grêt-Regamey, A., 2014. Land use trade-offs for flood protection: A choice experiment with visualizations. *Ecosyst. Serv.* 10, 111–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.008>
- Sahin, V., Hall, M.J., 1996. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *J. Hydrol.* 178, 293–309. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02825-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02825-0)
- Sahoo, G.B., Ray, C., De Carlo, E.H., 2006. Calibration and validation of a physically distributed hydrological model, MIKE SHE, to predict streamflow at high frequency in a flashy mountainous Hawaii stream. *J. Hydrol.* 327, 94–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.11.012>
- Salemi, L.F., Groppo, J.D., Trevisan, R., de Moraes, J.M., de Barros Ferraz, S.F.F., Villani, J.P., Duarte-Neto, P.J., Martinelli, L.A., 2013. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. *J. Hydrol.* 499, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.049>

- Salemi, L.F., Groppo, J.D., Trevisan, R., Marcos de Moraes, J., de Paula Lima, W., Martinelli, L.A., 2012. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. *J. Hydrol.* 454-455, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.061>
- Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A., Jenkins, M., 2018. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nat. Sustain.* 1, 136–144. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>
- Santos, C.A.G., Silva, R.M. da, Silva, A.M., Brasil Neto, R.M., 2017. Estimation of evapotranspiration for different land covers in a Brazilian semi-arid region: A case study of the Brígida River basin, Brazil. *J. South Am. Earth Sci.* 74, 54–66. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2017.01.002>
- Schilling, K.E., 2009. Investigating local variation in groundwater recharge along a topographic gradient, Walnut Creek, Iowa, USA. *Hydrogeol. J.* 17, 397–407. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0347-5>
- Schilling, K.E.E., Streeter, M.T.T., Isenhardt, T.M.M., Beck, W.J.J., Tomer, M.D.D., Cole, K.J.J., Kovar, J.L.L., 2018. Distribution and mass of groundwater orthophosphorus in an agricultural watershed. *Sci. Total Environ.* 625, 1330–1340. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.035>
- Sentelhas, P.C., Pereira, A.R., Marin, F.R., Angelocci, L.R., Alfonsi, R.R., Caramori, P.H., Swart, S., 1999. BHBRASIL - Balanços Hídricos Climatológicos de 500 localidades brasileiras [WWW Document]. URL <http://www.lce.esalq.usp.br/bhbrasil/Saopaulo> (accessed 10.29.16).
- Silva, R.F.B. da, Ferraz, S.F.B., Sartori, A.A., Zimback, C.R.L., 2013. Integration of hydrologic processes for zoning agricultural landscapes: perspectives for ecosystem services maintenance. *J. Environ. Sci. Water Resour.* 2, 290–301.
- Silva, R.W. da C., Salemi, L.F., Fernandes, R.P., de Andrade, T.M.B., de Moraes, J.M., de Camargo, P.B., Martinelli, L.A., 2016. Throughfall patterns in sugarcane and riparian forest: understanding the effect of sugarcane age and land use conversion. *Hydrol. Process.* 30, 2579–2589. <https://doi.org/10.1002/hyp.10803>
- Sivapalan, M., 2003. Process complexity at hillslope scale, process simplicity at the watershed scale: is there a connection? *Hydrol. Process.* 17, 1037–1041. <https://doi.org/10.1002/hyp.5109>
- Soriano, É., Londe, L. de R., Di Gregorio, L.T., Coutinho, M.P., Santos, L.B.L., Soriano, É., Londe, L. de R., Di Gregorio, L.T., Coutinho, M.P., Santos, L.B.L., 2016. Water crisis in São Paulo evaluated under the disaster's point of view. *Ambient. Soc.* 19, 21–42. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc150120r1v1912016>
- Sparovek, G., Barretto, A., Berndes, G., Martins, S., Maule, R., 2009. Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.* 14, 285–298. <https://doi.org/10.1007/s11027-008-9164-3>
- Sparovek, G., Schnug, E., 2001. Temporal Erosion-Induced Soil Degradation and Yield Loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1479. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551479x>

- Stednick, J.D., 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *J. Hydrol.* 176, 79–95. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02780-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02780-7)
- Strauch, A.M., MacKenzie, R. a., Giardina, C.P., Bruland, G.L., 2015. Climate driven changes to rainfall and streamflow patterns in a model tropical island hydrological system. *J. Hydrol.* 523, 160–169. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.045>
- Strudley, M., Green, T., Ascoughii, J., 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil Tillage Res.* 99, 4–48. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.01.007>
- Sultana, Z., Coulibaly, P., 2011. Distributed modelling of future changes in hydrological processes of Spencer Creek watershed. *Hydrol. Process.* 25, 1254–1270. <https://doi.org/10.1002/hyp.7891>
- Swank, W., 1968. The influence of rainfall interception on streamflow. Clemson, South Carolina.
- Swanson, F.J., Scatena, F.N., Dissmeyer, G.E., Fenn, M.E., Verry, E.S., Lynch, J.A., 2000. Watershed processes - fluxes of water, dissolved constituents and sediment, in: Dissmeyer, G.E. (Ed.), *Drinking Water from Forests and Grasslands: A Synthesis of the Scientific Literature*. USDA Forest Service General Technical Report SRS-39, Asheville, North Carolina, pp. 26–41.
- Taniwaki, R.H., Cassiano, C.C., Filoso, S., Ferraz, S.F. de B., Camargo, P.B. de, Martinelli, L.A., 2017a. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. *Sci. Total Environ.* 584–585, 339–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>
- Taniwaki, R.H., Piggott, J.J., Ferraz, S.F.B., Matthaei, C.D., 2017b. Climate change and multiple stressors in small tropical streams. *Hydrobiologia* 793, 41–53. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2907-3>
- Teixeira, 2012. Intercepção de água pelo dossel da cana-de-açúcar. *Irriga* 17, 71–84.
- Teramoto, E.R., Lepsch, I.F., Vidal-Torrado, P., 2001. Relações solo, superfície geomórfica e substrato geológico na microbacia do ribeirão Marins (Piracicaba - SP) Sci. Agric. 58, 361–371. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162001000200021>
- Tetzlaff, D., Soulsby, C., 2008. Sources of baseflow in larger catchments - Using tracers to develop a holistic understanding of runoff generation. *J. Hydrol.* 359, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.008>
- Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C., 2015a. On the need to test hydrological models under changing conditions. *Hydrol. Sci. J.* 60, 37–41. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1050027>

- Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C., Audouy, J.-N., Berthet, L., Edwards, P., Folton, N., Furusho, C., Kuentz, A., Lerat, J., Lindström, G., Martin, E., Mathevet, T., Merz, R., Parajka, J., Ruelland, D., Vaze, J., 2015b. Hydrology under change: an evaluation protocol to investigate how hydrological models deal with changing catchments. *Hydrol. Sci. J.* 6667, 1–16. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.967248>
- Thompson, J.R., Sørensen, H.R., Gavin, H., Refsgaard, a., 2004. Application of the coupled MIKE SHE/MIKE 11 modelling system to a lowland wet grassland in southeast England. *J. Hydrol.* 293, 151–179. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.01.017>
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–7. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Troch, P.A., Carrillo, G.A., Heidbüchel, I., Rajagopal, S., Switanek, M., Volkmann, T.H.M., Yaeger, M., 2009. Dealing with landscape heterogeneity in watershed hydrology: A review of recent progress toward new hydrological theory. *Geogr. Compass* 3, 375–392. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2008.00186.x>
- Tromp-van Meerveld, H.J., McDonnell, J.J., 2006. On the interrelations between topography, soil depth, soil moisture, transpiration rates and species distribution at the hillslope scale. *Adv. Water Resour.* 29, 293–310. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.02.016>
- Turner, M.G., Donato, D.C., Romme, W.H., 2012. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landsc. Ecol.* 28, 1081–1097. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9741-4>
- Vaezi, A.R., Ahmadi, M., Cerdà, A., 2017. Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. *Sci. Total Environ.* 583, 382–392. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.078>
- Van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892–898.
- Vázquez, R.F., Feyen, J., 2003. Effect of potential evapotranspiration estimates on effective parameters and performance of the MIKE SHE-code applied to a medium-size catchment. *J. Hydrol.* 270, 309–327. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00308-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00308-6)
- Vázquez, R.F., Feyen, L., Feyen, J., Refsgaard, J.C., 2002. Effect of grid size on effective parameters and model performance of the MIKE-SHE code. *Hydrol. Process.* 16, 355–372. <https://doi.org/10.1002/hyp.334>
- Verstraeten, G., Poesen, J., Gillijns, K., Govers, G., 2006. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? *Hydrol. Process.* 20, 4259–4267. <https://doi.org/10.1002/hyp.6155>
- Walter, M.T., Walter, M.F., Brooks, E.S., Steenhuis, T.S., Boll, J., Weiler, K., 2000. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. *J. Soil Water Conserv.* 3, 277–284.

- Wang, S., Zhang, Z., Sun, G., Strauss, P., Guo, J., Tang, Y., Yao, A., 2012. Multi-site calibration, validation, and sensitivity analysis of the MIKE SHE Model for a large watershed in northern China. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 4621–4632. <https://doi.org/10.5194/hess-16-4621-2012>
- Wendland, K.J., Honzák, M., Portela, R., Vitale, B., Rubinoﬀ, S., Randrianarisoa, J., 2010. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. *Ecol. Econ.* 69, 2093–2107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.01.002>
- Wohl, E., Barros, A., Brunsell, N., Chappell, N.A., Coe, M., Giambelluca, T., Goldsmith, S., Harmon, R., Hendrickx, J.M.H., Juvik, J., McDonnell, J., Ogden, F., 2012. The hydrology of the humid tropics. *Nat. Clim. Chang.* 2, 655–662. <https://doi.org/10.1038/nclimate1556>
- Xavier, A.C., Vettorazzi, C.A., 2004. Mapping leaf area index through spectral vegetation indices in a subtropical watershed. *Int. J. Remote Sens.* 25, 1661–1672. <https://doi.org/10.1080/01431160310001620803>
- Xavier, A.C., Vettorazzi, C.A., 2003. Leaf Area Index of Ground Covers in a Subtropical Watershed. *Sci. Agric.* 60, 425–431. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162003000300002>
- Xevi, E., Christiaens, K., Espino, A., Sewnandan, W., Mallants, D., Sørensen, H., Feyen, J., 1997. Calibration, Validation and Sensitivity Analysis of the MIKE-SHE Model Using the Neuenkirchen Catchment as Case Study. *Water Resour. Manag.* 11, 219–242. <https://doi.org/10.1023/a:1007977521604>
- Yeo, I.-Y., Gordon, S.I., Guldmann, J.-M., 2004. Optimizing Patterns of Land Use to Reduce Peak Runoff Flow and Nonpoint Source Pollution with an Integrated Hydrological and Land-Use Model. *Earth Interact.* 8, 1–20. [https://doi.org/10.1175/1087-3562\(2004\)008<0001:OPOLUT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1087-3562(2004)008<0001:OPOLUT>2.0.CO;2)
- Yeo, I.Y., Guldmann, J.M., Gordon, S.I., 2007. A hierarchical optimization approach to watershed land use planning. *Water Resour. Res.* 43, 1–17. <https://doi.org/10.1029/2006WR005315>
- Yuan, Y., Khare, Y., Wang, X., Parajuli, P.B., Kisekka, I., Finsterle, S., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Sensitivity. *Trans. ASABE* 58, 1721–1744. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10611>
- Zégre, N., Skaugset, A.E., Som, N.A., McDonnell, J.J., Ganio, L.M., 2010. In lieu of the paired catchment approach: Hydrologic model change detection at the catchment scale. *Water Resour. Res.* 46, 1–20. <https://doi.org/10.1029/2009WR008601>
- Zhang, G., Guhathakurta, S., Dai, G., Wu, L., Yan, L., 2013. The control of land-use patterns for stormwater management at multiple spatial scales. *Environ. Manage.* 51, 555–570. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-0004-6>
- Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour. Res.* 37, 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>

- Zhang, M., Liu, N., Harper, R., Li, Q., Liu, K., Wei, X., Ning, D., Hou, Y., Liu, S., 2017. A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. *J. Hydrol.* 546, 44–59. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.040>
- Zhang, Y., Shao, Q., Zhang, S., Zhai, X., She, D., 2016. Multi-metric calibration of hydrological model to capture overall flow regimes. *J. Hydrol.* 539, 525–538. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.053>
- Zhang, Z., Wang, S., Sun, G., McNulty, S.G., Zhang, H., Li, J., Zhang, M., Klaghofer, E., Strauss, P., 2008. Evaluation of the MIKE SHE model for application in the Loess Plateau, China. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 1108–1120. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00244.x>
- Zhou, G., Wei, X., Luo, Y., Zhang, M., Li, Y., Qiao, Y., Liu, H., Wang, C., 2010. Forest recovery and river discharge at the regional scale of Guangdong Province, China. *Water Resour. Res.* 46, 1–10. <https://doi.org/10.1029/2009WR008829>
- Zhu, Q., Nie, X., Zhou, X., Liao, K., Li, H., 2014. Soil moisture response to rainfall at different topographic positions along a mixed land-use hillslope. *Catena* 119, 61–70. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.03.010>
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., De Moraes, J.M., 2006. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. *For. Ecol. Manage.* 222, 29–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.070>
- Zimmermann, B., Papritz, A., Elsenbeer, H., 2010. Asymmetric response to disturbance and recovery: Changes of soil permeability under forest-pasture-forest transitions. *Geoderma* 159, 209–215. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.013>
- Zolin, C.A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Paulino, J., Sánchez-Román, R.M., González, A.M.O., 2014. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agric. Water Manag.* 137, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.02.006>

ANEXOS

ANEXO A. Descrição dos métodos utilizados para a modelagem dos processos hidrológicos pelo modelo Mike SHE

1. Evapotranspiração

Para a simulação da evapotranspiração real a partir da evapotranspiração de referência, o método utilizado foi baseado nas equações derivadas empiricamente dos estudos de Kristensen e Jensen (DHI, 2016b). Neste método são atribuídos parâmetros relacionados ao uso da terra, como o Índice de Área Foliar (IAF), a profundidade e a distribuição vertical do sistema radicular e a capacidade de interceptação (Jaber e Shukla, 2012).

A capacidade de interceptação (I_{max}) (Eq.1) é calculada em função do tipo de vegetação e estágio de desenvolvimento, ambas as características definidas pelo Índice de Área Foliar (IAF).

$$I_{max} = C_{int} \cdot IAF \quad (1)$$

Em que,

C_{int} = coeficiente de interceptação (L).

A evaporação da parte da chuva retida na copa será igual a evapotranspiração de referência (ET_{ref}), e é calculada em função da capacidade de interceptação e do time step.

Na simulação do processo de transpiração real das plantas (E_{at}) (Eq.2) o modelo utiliza informações referentes à densidade da vegetação (IAF) e profundidade de raiz, e características de umidade do solo na zona das raízes.

$$E_{at} = f_1(IAF) \cdot f_2(\theta) \cdot FDR \cdot ET_{ref} \quad (2)$$

Em que, f_1 é uma função baseada no IAF (Eq.3), f_2 é uma função baseada no conteúdo de água com base em volume no solo nas zonas das raízes (Eq.4), e FDR é a função de distribuição das raízes (Eq.6).

$$f_1(IAF) = C_2 + C_1 \cdot IAF \quad (3)$$

Em que, C_1 e C_2 são parâmetros empíricos.

$$f_2(\theta) = 1 - \left(\frac{\theta_{CC} - \theta}{\theta_{CC} - \theta_{PMP}} \right)^{\frac{C_3}{E_p}} \quad (4)$$

Em que, θ , θ_{CC} e θ_{PMP} representa o conteúdo de água com base em volume atual, na capacidade de campo e no ponto de murcha permanente, respectivamente. Sendo C_3 também um parâmetro empírico.

A FDR é determinada pela profundidade das raízes (podendo variar no tempo) e a densidade de distribuição vertical das raízes. A extração de água realizada pelas raízes é assumida como variando de forma logarítmica com a profundidade ($\log R(Z)$) (Eq.5).

$$\log R(Z) = \log R_0 - AROOT \cdot Z \quad (65)$$

Em que, R_0 é a extração das raízes na superfície, $AROOT$ (“Root Shape fator”) é o parâmetro de distribuição de massa das raízes e Z é a profundidade em relação a superfície. O valor do FDR em cada camada é então obtido pela razão entre o total de água extraída na camada e o total de água extraída pelas raízes (Eq.7).

$$FDR_i = \frac{\int_{Z1}^{Z2} R(Z) dz}{\int_0^{RD_{max}} R(Z) dz} \quad (6)$$

Em que, o primeiro termo é o total de água extraída na camada i entre $Z1$ e $Z2$, e o segundo representa o total de água extraída pelas raízes entre a superfície (0) e a profundidade máxima das raízes.

A evaporação do solo (E_s) ocorre na parte superior na zona não saturada, e é calculada como o total de evaporação em função da umidade do solo com base em volume, somada a possíveis excessos de água no solo em locais saturados (Eq.7).

$$\frac{E_s}{ET_{ref}} = f_3(\theta) + f_4(\theta) - f_3(\theta) \cdot f_4(\theta) \quad (7)$$

Em que, as funções $f_3(\theta)$ e $f_4(\theta)$ são dadas pelas seguintes condições:

$$f_3(\theta) \begin{cases} C_2 & \text{para } \theta \geq \theta_{PMP} \\ C_2 \frac{\theta}{\theta_{PMP}} & \text{para } \theta_r \leq \theta \leq \theta_{PMP} \\ 0 & \text{para } \theta \leq \theta_r \end{cases}$$

$$f_4(\theta) \begin{cases} \frac{\theta - \frac{\theta_{PMP} + \theta_{CC}}{2}}{\theta_{CC} - \frac{\theta_{PMP} + \theta_{CC}}{2}} & \text{para } \theta \geq \frac{(\theta_{PMP} + \theta_{CC})}{2} \\ 0 & \text{para } \theta < \frac{(\theta_{PMP} + \theta_{CC})}{2} \end{cases}$$

O parâmetro AROOT descreve a distribuição das raízes ao longo do perfil do solo. De uma maneira geral os valores de AROOT e C2 influenciam na evaporação da água do solo, sendo que quanto maiores os valores destes parâmetros menores serão as taxas de evaporação (DHI, 2016a; Wang et al., 2012).

2. Movimento da água na zona não saturada (ZNS)

A ZNS é caracterizada pela dinâmica de entrada e saída de água, a primeira por meio da infiltração e a segunda através de processos como evapotranspiração e recarga (DHI, 2016b). O fluxo de água é calculado verticalmente no perfil do solo, uma vez que o processo é dominado pela gravidade (Jaber e Shukla, 2012). O modelo utiliza a equação completa de Richards para o cálculo do movimento vertical (uma dimensão - 1D) da água no solo (DHI, 2016b). Esta equação requer detalhamento das propriedades do solo, sendo necessário a obtenção dos valores da curva de retenção da água no solo e da função de condutividade hidráulica em relação a umidade volumétrica. Na zona não saturada do solo o movimento da água é direcionado pelo gradiente de potencial entre dois pontos (h), incluindo o componente gravitacional (z) e o componente de pressão (Ψ), para o fluxo vertical a principal força envolvendo o transporte é o gradiente vertical (Eq. 8) (DHI, 2016b).

$$\Delta h = \frac{\partial h}{\partial z} \quad (8)$$

A densidade de fluxo (q) é obtida pela equação de Darcy (Eq. 9).

$$q = -K(\theta) \frac{\partial h}{\partial z} \quad (9)$$

Em que, $K(\theta)$ é a condutividade hidráulica com base em volume de água no solo e z é a elevação do ponto em relação ao referencial gravitacional. Assumindo que a matriz do solo é incompressível e a densidade da água no solo é constante, a equação da continuidade pode ser obtida pela Eq. 10 (DHI, 2016b).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial q}{\partial z} - S(z) \quad (10)$$

Em que, θ é o volume de água no solo e S é termo de extração das raízes. Combinando as equações 8, 9 e 10 obtém-se a Eq. 11.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(\theta) \frac{\partial \Psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial K(\theta)}{\partial z} - S(z) \quad (11)$$

sendo que θ e Ψ são as variáveis dependentes e relacionadas com a função de condutividade hidráulica do solo e a curva de retenção de água no solo, respectivamente (DHI, 2016b).

A equação 11 é geral, ao introduzir o conceito de capacidade de armazenamento de água no solo (C), a qual é a inclinação da curva de retenção da água no solo, a equação pode ser reescrita como (Eq. 12):

$$C \frac{\partial \Psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(\theta) \frac{\partial \Psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial K(\theta)}{\partial z} - S(z) \quad (12)$$

A equação 12 é conhecida como equação de Richards.

Uma vez que a zona não saturada é delimitada pela superfície do solo na parte superior e pelo nível do lençol freático no limite inferior, o fluxo vertical é, portanto, influenciado pelas condições que se encontram cada um destes limites.

Em cada “time step” a quantidade de água disponível para infiltração no limite superior é calculada como o volume de água na superfície mais a precipitação que atingiu a superfície, menos a evaporação que ocorreu. Se a quantidade de água disponível no final for maior do que o déficit da primeira camada da coluna do solo, o movimento de água no solo será governado pelo potencial de pressão exercido pelo nível de água na superfície; se a quantidade de água disponível for menor do que o déficit de água no solo, o movimento de água será influenciado não pelo potencial de pressão, mas pelo fluxo contínuo de entrada de água através da infiltração (DHI, 2016b).

No limite inferior por sua vez o movimento de água é influenciado diretamente pelo potencial de pressão exercido pelo nível do lençol freático, o que torna necessário que ocorra uma junção dos componentes da zona saturada e não saturada do solo (DHI, 2016b).

O modelo de Richards exige que uma fina discretização do solo seja utilizado nas primeiras camadas, dado que ao ocorrer acúmulo de água na superfície o esforço computacional

depende da variação do gradiente em profundidade. A discretização mais fina nas células iniciais evita uma maior variação do solo e torna o modelo mais estável. Ao contrário, em profundidade, a variação do gradiente é menor possibilitando uma maior distância entre as células (DHI, 2016b).

3. Macroporosidade

A macroporosidade no Mike SHE inclui as rachaduras verticais e buracos de raízes e minhocas no perfil do solo.

Existem diversos métodos de simular macroporos, neste estudo utilizou-se uma função empírica para descrever o fluxo que passa por estes poros, obtida pelo método “Simple bypass flow”. A infiltração é dividida em duas partes, uma que se movimenta através da matriz do solo, e outra que é direcionada diretamente para a o lençol freático por meio de “desvio de fluxo” (Eq.13) (DHI, 2016b).

$$Q_{desvio} = P_{net} \cdot P_{frac} \sqrt{\frac{\alpha_{10} \alpha_{50}}{\Delta t}} \quad (13)$$

Em que o P_{net} é a intensidade de precipitação que alcança a superfície, P_{frac} é a fração máxima do P_{net} que pode passar pelos macroporos diretamente para o lençol freático sob condições de alta umidade no solo, e os parâmetros α_{10} e β_{50} são utilizados para reduzir este fluxo nos macroporos quando em situações de solo seco.

4. Movimento da água na zona saturada

Para as simulações do movimento da água na zona saturada o modelo disponibiliza o método “3D Finite Difference”, que permite uma caracterização tridimensional do fluxo na zona saturada (DHI, 2016b), o qual é governado pela Eq. 14.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - Q = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (14)$$

Em que, K_{xx} , K_{yy} e K_{zz} representam a condutividade hidráulica ao longo das direções X, Y e Z, respectivamente; h é o potencial total; Q representa a fonte de fluxo de água; e S é o coeficiente de estoque específico (DHI, 2016b).

Portanto, as variações espaciais e temporais do potencial total são descritas matematicamente pela equação de Darcy 3-dimensional (3D), e resolvidas numericamente por

uma técnica interativa de diferenças finitas (DHI, 2016b). Mike SHE utiliza um algoritmo interativo, o “Pre-conditioned Conjugate Gradient” (PCG), para aumentar a performance e a convergência dos modelos numéricos (DHI, 2016b). O PCG inclui interativos “loops”, tanto internos, quando os potenciais dos limites são mantidos constantes, quanto externos, nos quais os potenciais dos limites são variáveis no tempo (DHI, 2016b).

O conceito do modelo geológico inclui informações como elevações das camadas geológicas (“layers”) e condutividade hidráulica das mesmas que englobem toda a bacia hidrográfica (DHI, 2016b).

O limite superior da zona saturada é sempre a infiltração (ou exfiltração quando for o caso) proveniente da zona não saturada, a primeira camada tem seu limite inferior definido sempre abaixo do menor nível do lençol freático, portanto o lençol freático encontra-se sempre localizado na primeira camada da zona saturada. Por outro lado, o limite inferior da zona saturada é sempre considerado impermeável (DHI, 2016b).

5. Escoamento superficial

A fração de precipitação que excede a capacidade de infiltração do solo é acumulada na superfície do mesmo, estando esta disponível para infiltrar ou se tornar escoamento superficial. A direção e o volume de escoamento são dependentes tanto da topografia do terreno quanto da resistência da superfície do mesmo (ou micro rugosidade do solo), assim como também são influenciados pela perda por evapotranspiração e infiltração ao longo do trajeto até o canal (DHI, 2016b).

O método numérico para o cálculo do escoamento superficial é o de diferenças finitas (“Finite Difference”), o qual utiliza a aproximação da abordagem de onda difusa (“Diffusive Wave Approximation”) na simulação dos fluxos superficiais, uma vez que este método permite uma variação significativa entre as lâminas de água de células vizinhas (DHI, 2016b). As Eq.15 e 16 apresentam a aproximação da abordagem de onda difusa nas direções x e y, respectivamente.

$$S_{ax} = -\frac{\partial}{\partial x}(z_g + h) = -\frac{\partial z}{\partial x} \quad (15)$$

$$S_{ay} = -\frac{\partial}{\partial y}(z_g + h) = -\frac{\partial z}{\partial y} \quad (16)$$

Em que, x e y são coordenadas cartesianas no plano horizontal, S_a é o atrito na declividade do terreno, h é a lâmina de água na superfície, e Z_g é o nível da superfície.

No entanto, a abordagem apresenta problemas numéricos devido a velocidade do fluxo. Para resolvê-lo utiliza-se a equação de Manning na formulação, obtendo-se uma relação entre velocidade e profundidade do fluxo mais estável (Eq. 17 e 18).

$$uh = M_x \left(-\frac{\partial z}{\partial x} \right)^{1/2} h^{5/3} \quad (17)$$

$$vh = M_y \left(-\frac{\partial z}{\partial y} \right)^{1/2} h^{5/3} \quad (18)$$

Em que, uh e vh representam a quantidade de fluxo por unidade de distância ao longo de uma célula nas direções x e y , respectivamente; M_x e M_y são os coeficientes de Manning nas duas direções.

O modelo utiliza o método “Explicit Numerical Solution” para aumentar a convergência dos modelos numéricos utilizados no cálculo do fluxo de escoamento superficial. Diferentemente do PCG utilizado na zona saturada, a água é alcançada por um método não iterativo, ou seja, os fluxos entre as células do modelo e com o rio são calculados baseados em cada célula individualizada, o que torna o método mais preciso e, no entanto, mais restritivo em relação aos tempos de processamento, pois para se tornar estável o fluxo deve ser lento relativo ao “time step” (DHI, 2016b).

6. Critério de “Courant” (C)

Um dos critérios ao se utilizar o “Explicit Numerical Solution” é o de “Courant” (C), que representa a relação entre a velocidade do fluxo e a velocidade da célula, e pode ser calculado pela Eq.19:

$$C = \frac{dQ/dA}{dx/dt} = \frac{1}{dx} \cdot \frac{dQ}{dh} \cdot \frac{dt}{dx} \quad (19)$$

Em que, dQ é a variação do fluxo, dA é a variação na área, dt é a variação do “time step” e dh é a variação na lâmina de água na superfície. Para que a equação se torne estável e o escoamento superficial possa ser calculado, o número de “Courant” deve ser menor do que um, o que significa que o volume de água vindo da célula adjacente não pode atravessar totalmente a célula em um único “time step” (DHI, 2016b).

7. Escoamento no canal

A simulação do escoamento no canal de drenagem é feita por outro modelo Mike, o modelo Mike 11 HD (hidrodinâmico). Este é desenvolvido especialmente para simulações 1D de rios e corpos d'água por meio da equação de St. Venant com a abordagem “dynamic wave” (DHI, 2016b). Como dois processos, escoamento superficial e movimento da água na zona saturada, são ligados diretamente ao Mike 11, este tem um papel crítico nas simulações possibilitando uma dinâmica integral dos processos de superfície e subsuperfície que ocorrem na bacia hidrográfica (DHI, 2016a).

A espacialização em “grid” do modelo Mike 11 é realizada por meio da distância entre os pontos onde é calculado o nível da água (“h-point”), estes estão localizados em todas as seções transversais definidas ao longo do canal, ou de acordo com um valor máximo de distância entre os pontos definido pelo usuário (“default” de 10.000 m). Apesar de todo o modelo completo desenvolvido no Mike 11 ser incluído no Mike SHE, as trocas de água só ocorrem nos “h-points” (DHI, 2016a). Entre cada “h-point” existe um ponto no qual é calculado a vazão do fluxo (“Q-point”), que deve ser constante entre os dois “h-points”.

O modelo desenvolvido no Mike 11 HD contém informações físicas da rede, e é composta de quatro componentes: rede de drenagem, “cross-sections”, fluxo nos limites, e parâmetros hidrodinâmicos.

8. Rede de drenagem

A rede drenagem é definida no modelo Mike 11, sendo composta por pontos, trechos de canal, conexões entre os trechos, estruturas no canal e parâmetros hidrodinâmicos (DHI, 2016c). Os canais são classificados quanto à direção do fluxo, positiva ou negativa, máxima distância do “grid” (como exemplificado anteriormente) e o tipo. A posição georeferenciada dos canais e pontos é essencial para a conexão com o Mike SHE, pois são essas referências que localizam os rios na bacia hidrográfica (DHI, 2016b).

8.1. Seções transversais (“Cross-sections”)

A descrição tanto da topografia quanto do formato da calha do rio é realizada por meio de seções transversais que caracterizam o leito do rio de acordo com as coordenadas x, y e z, sendo z a elevação do talude (DHI, 2016c). Cada seção ainda pode ser caracterizada de acordo com a resistência do canal, utilizando parâmetros como o número de Manning. O número de seções ao longo do canal pode variar dependendo das variações de tamanho e elevação, e é necessário um número suficiente que caracterize estas variações mas que não sobrecarregue o esforço computacional (DHI, 2016a). De maneira geral, a topografia deve ser maior ou igual à

elevação do leito do canal, dado que se o contrário ocorrer o escoamento superficial não irá conseguir fluir para o rio, movendo-se lateralmente ao canal até encontrar um local de cota menor (DHI, 2016a).

8.2. Limites e condições iniciais

As condições de limite da rede de drenagem (“boundary”) devem ser definidos em cada nascente (“upstream”) e no exutório (“downstream”) da bacia hidrográfica, e devem ser baseadas em três relações (DHI, 2016d):

- valores constantes de Q (m^3/s) ou h (m);
- valores variando no tempo de Q (m^3/s) ou h (m);
- uma relação entre Q e h .

Estas relações são essenciais para que o sistema seja fechado e as equações aplicadas no escoamento da água no canal possam ser solucionadas (DHI, 2016d).

As condições iniciais do modelo estabelecem os valores iniciais de vazão e lâmina de água com os quais o modelo irá iniciar as simulações, e serão aplicadas em toda a área dos canais (DHI, 2016d). Existem três modos de especificar as condições iniciais (DHI, 2016c):

- especificações do usuário: as condições de vazão e nível da lâmina são estabelecidas com base nas informações e características da bacia hidrográfica obtidas em séries históricas de vazão e precipitação;
- “auto-start”: o modelo utiliza uma versão das equações de St. Venant para determinar os valores iniciais com base nas condições de limite pré-determinados;
- “hot-start”: as condições iniciais são obtidas de resultados previamente simulados com a mesma base de dados.

8.3. Fluxo entre o lençol freático e o rio

O fluxo de água entre a zona saturada e o canal de drenagem é calculada por meio da variável de condutância (C) e da diferença de potencial entre as duas células, zona saturada e rio (Eq.20).

$$Q = C \cdot \Delta h \quad (20)$$

Em que Q representa o fluxo por unidade de tempo, e Δh a variação no potencial total. A equação 20 é calculada tanto nas células da zona saturada quanto no rio, e o fluxo irá ocorrer apenas se houver diferença entre os potenciais das células vizinhas, o que significa que pode ocorrer fluxos em ambas as direções (DHI, 2016a).

A variável de condutância entre a zona saturada e o rio é influenciada pelo material do aquífero e/ou do leito do rio. O modelo permite identificar para cada trecho de rio como a condutância é calculada, sendo três as opções (DHI, 2016a):

- Apenas por meio do material do aquífero: situação caracterizada quando o rio está em total contato com o aquífero, ou seja, não há uma camada de revestimento no leito do rio impedindo a permeabilidade;
- Apenas por meio do material do leito do rio: descrita como quando há um impedimento no leito do rio que limita o fluxo, sendo a condutância uma função de ambos os materiais, no entanto, se a condutância do leito do rio for muito maior do que a do aquífero (como, por exemplo, quando o material do leito do rio é fino e o do aquífero grosso), esta última é ignorada e o modelo utiliza o cálculo apenas para a condutância do rio;
- Condutância de ambos: se há um revestimento do leito do rio então a condutância é uma função de ambos os materiais e pode ser calculada como uma série de conexões das condutâncias individuais.

8.4. Fluxos entre os canais e a superfície

Por “default” existe o fluxo de água do escoamento superficial para o rio, e nunca o contrário. Não existe troca de fluxos entre a zona saturada e o rio, sendo apenas o fluxo base o mecanismo de troca com o rio. Quando o nível de água no canal for maior do que a elevação da superfície adjacente (“river banks”) o modelo não assume que o rio transborda a menos que este processo esteja habilitado, simulando, desta forma, a elevação do nível do rio acima de suas margens (DHI, 2016c).

Se o processo estiver habilitado, via sobreposição das encostas (“overbank spilling”) ou áreas inundadas (“flooded areas”), então o nível de água nos “h-points” pode fluir para a superfície do Mike SHE, ocorrendo o fluxo de água da calha para superfície (DHI, 2016a). O método de “overbank spilling” considera a encosta do rio como uma barragem, e baseia o cálculo na fórmula padrão de barragens (Eq.21).

$$Q = \Delta x \cdot C \cdot (H_{us} - H_w)^K \cdot \left[1 - \left(\frac{H_{ds} - H_w}{H_{us} - H_w} \right)^K \right]^{0.385} \quad (21)$$

Em que, Q é o fluxo através da barragem, Δx é a largura da célula, C é o coeficiente de barragem, H_{us} e H_{ds} referem-se a altura do nível da água acima e abaixo da barragem, respectivamente, H_w é a altura da barragem, e K é o expoente (DHI, 2016a).

3. EFEITOS DA PROPORÇÃO DE COBERTURA FLORESTAL NOS SERVIÇOS HIDROLÓGICOS: DISPONIBILIDADE HÍDRICA E PROTEÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

RESUMO

O uso da terra pode modificar os processos hidrológicos de uma bacia hidrográfica e, assim, modificar a oferta de serviços hidrológicos, sendo que a cobertura florestal pode ter influência direta nestas modificações, principalmente nos processos de interceptação, transpiração, entre outros. Devido a estas características, a restauração da cobertura florestal vem sendo relacionada aos serviços hidrológicos ofertados pela bacia hidrográfica, e, conseqüentemente, ao pagamento por serviços ambientais. Diante disso, o objetivo deste estudo foi analisar como a proporção da cobertura florestal (proporção de área com floresta na bacia hidrográfica), localizada na região tropical, pode influenciar serviços hidrológicos de disponibilidade hídrica e proteção. As hipóteses elaboradas foram i) o aumento aleatório da proporção da cobertura florestal diminui o serviço hidrológico de disponibilidade hídrica; ii) o aumento aleatório da cobertura florestal aumenta o serviço hidrológico de proteção. O estudo foi realizado em uma bacia hidrográfica (2.194,8 ha) no Estado de São Paulo, a qual possui monitoramento de deflúvio e precipitação. A relação entre cobertura florestal e serviços hidrológicos foi obtida por meio de simulações de um ano utilizando um modelo hidrológico distribuído de base física, previamente calibrado para a bacia hidrográfica. Os cenários simulados foram obtidos a partir do incremento aleatório de 10% CF (cobertura florestal) iniciando por um cenário referência de 0% CF até 100% CF (nove cenários entre 10% e 90% CF). O uso da terra complementar à cobertura florestal foi cana-de-açúcar. Para a mensuração dos serviços hidrológicos foram utilizados três indicadores (Q – deflúvio anual; Q95 – índice de mínimas; e BFI – índice de escoamento base) para caracterizar a disponibilidade hídrica, e dois indicadores (Q5 – índice de máximas; e IF – índice “flashiness”) para caracterizar o serviço de proteção. A diferença entre os cenários foi obtida de forma relativa (comparação entre os indicadores adotando o cenário de 0% de cobertura florestal como referência), e estatística comparando-se os indicadores para cada cenário simulado obtidos em 16 sub-bacias localizadas no interior da área de estudo. Foi ainda realizada uma análise relativa das modificações entre cenários nos processos de evapotranspiração total, interceptação, infiltração e recarga da zona saturada. Os resultados obtidos permitiram afirmar que o aumento da proporção resultou em diminuição nos valores de Q e Q95, sendo que os cenários com mais de 60% CF foram estatisticamente diferentes do cenário com 0% CF para o indicador de deflúvio anual. No entanto, não foi obtida diferença significativa entre os cenários para os indicadores Q95 e BFI. Os valores de Q5 diminuíram com o aumento da cobertura florestal, enquanto que o indicador IF aumentou. Estatisticamente, apenas o indicador Q5 apresentou diferenças: cenários com percentual menor de 40% CF foram estatisticamente iguais ao cenário de 0% CF. Os resultados, portanto, indicam diminuição da disponibilidade hídrica e aumento do serviço de proteção com o aumento da cobertura florestal na bacia hidrográfica, evidenciando um “trade-off” entre os serviços. O processo de evapotranspiração foi o que mais se modificou entre as simulações. O cenário de 50% CF destacou-se

como um limiar importante de cobertura para os serviços hidrológicos, uma vez que a partir desta proporção o aumento de cobertura resultou na diminuição da recarga do lençol freático e na perda de disponibilidade hídrica. Além disso, os picos de vazão (Q5) do cenário de 50% CF foram estatisticamente diferentes do cenário sem cobertura florestal. A proporção da cobertura florestal tem influência positiva e negativa nos serviços de proteção e disponibilidade hídrica, respectivamente, no entanto, especial atenção deve ser dada aos processos hidrológicos de interação entre cobertura florestal e solo, como a infiltração. O modelo não permite simulações nas quais os usos da terra influenciem nos processos do solo, portanto, se a restauração florestal influenciar na melhoria do processo de infiltração este ganho não foi considerado neste estudo.

Palavras-chave: Composição da paisagem; Porcentagem de cobertura florestal; Simulações de cenários; Serviços ecossistêmicos; "Trade-off"

ABSTRACT

Land use can modify hydrological processes at a catchment and, consequently, modify hydrological services. Forest cover may have a direct influence on hydrologic processes changes, especially in interception and transpiration processes. Because of forest cover characteristics, forest restoration has been related to hydrological services and payment for ecosystem services. Therefore, the objective of this study was to analyze how landscape composition (proportion of area with forest in catchment) in a catchment located in the tropical region can influence water supply and protection hydrological services. Our hypotheses were i) the random forest cover gain decreases the hydrological service of water supply; ii) the random forest cover gain increases the hydrological protection service. This study area was a monitored agricultural catchment (2,194.8 ha) in State of São Paulo. The relationship between forest cover and hydrological services was obtained through one-year simulations using a physically based distributed hydrological model, previously calibrated for the catchment. The scenarios were obtained through a random increment of 10% FC (forest cover), from a reference scenario of 0% CF to 100% CF (nine scenarios between 10% and 90% FC). Land use at catchment was forest cover and sugarcane. Hydrological services were analyzed through three water supply indicators (Q – annual flow, Q95 – minimum flow, and BFI - base flow index) and two protection indicators (Q5 – maximum flow, and IF - index Flashiness). Scenarios difference were obtained for both relative way (comparison between scenarios indicators and the 0% FC scenario as reference), and statistics. Statistical was used by comparing the indicators obtained in 16 sub-basins within the catchment area for each scenario simulated. A relative analysis was also realized for total evapotranspiration, interception, infiltration and recharge processes of the saturated zone. The results allowed us to affirm that proportion increase resulted in a decrease of Q and Q95 values. For Q results showed that scenarios with more than 60% CF were statistically different from the scenario with 0% CF, but no significant difference was obtained between the scenarios for indicators Q95 and BFI. Q5 values decreased with forest cover gain, while IF indicator increased. Statistically only Q5 indicator presented differences: percentage lower than 40% CF scenario are statistically equal to the 0% CF scenario. Therefore, our results indicate a water supply decrease and a protection increase following forest cover gain at catchment,

which put in evidence a trade-off between hydrological service. The 50% CF scenario seems to be an important threshold for hydrological services, since from this scenario the increase in forest cover results in a decrease in groundwater recharge and loss of water supply, and in which Q5 is statistically different from the 0% FC scenario. The forest proportion has a positive and negative influence on water supply and protection services, respectively, however, special attention should be given to key processes between forest cover and soil structural, such as infiltration. The model does not allow simulations in which land use influence soil processes, so if the forest restoration influences the improvement of the infiltration these results were not considered in this study.

Keywords: Landscape configuration; Forest cover percentage; Land use simulations; Ecosystem service; Trade-off

3.1. INTRODUÇÃO

Em uma paisagem agrícola, comumente podem estar presentes diferentes usos da terra, desde áreas produtivas (i.e. cana-de-açúcar), áreas de conservação (i.e., cobertura florestal), e até mesmo áreas degradadas e abandonadas. Devido às diferenças das características físicas de cada uso da terra, as relações com os processos hidrológicos também se diferenciam, resultando em mudanças no ciclo hidrológico. Esta influência ocorre, principalmente, devido à relação intrínseca entre o uso da terra e os processos de interceptação e transpiração (ou evapotranspiração) (Santos et al., 2017; Zhang et al., 2001), embora outros processos hidrológicos também possam ser influenciados como, por exemplo, a infiltração, a recarga do lençol freático e o escoamento superficial (DeFries e Eshleman, 2004; Fujieda et al., 1997). Entre os usos da terra que mais influenciam os processos hidrológicos pode-se citar a cobertura florestal, uma vez que os efeitos desta nos processos hidrológicos são mais perceptíveis do que aqueles resultantes de vegetação de menor porte (Brognia et al., 2017; Calder, 1998).

O reconhecimento da influência das florestas no ciclo hidrológico as colocam no centro da discussão a respeito dos serviços hidrológicos (Brauman et al., 2007; Lele, 2009), pois modificações na cobertura florestal podem afetar os mesmos. A definição de serviços hidrológicos pode ser resumida como os benefícios produzidos pelos ecossistemas terrestres no que tange os processos hidrológicos (Brauman et al., 2007; Duku et al., 2015), e são divididos em: quantidade (i.e. disponibilidade de água); temporal ou sazonal (i.e. distribuição da vazão ao longo das estações); proteção (i.e. diminuição das vazões máximas); e qualidade (i.e. diminuição dos sedimentos) (Brauman et al., 2007; Brognia et al., 2017).

É importante ressaltar a intrínseca relação entre processos hidrológicos, funções e serviços. Essa relação pode ser observada na Figura 1, adaptada dos trabalhos de Carvalho-Santos

et al. (2014) e Haines-Young e Potschin (2010), na qual as propriedades do ecossistema, divididas em estrutura e processos, podem ser traduzidas em funções dos ecossistemas, e que por sua vez resultam em serviços e benefícios, sendo que estes últimos só fazem sentido quando o ser humano é atingido diretamente (de Groot et al., 2010). Os objetivos dos trabalhos estão voltados para aumento de serviços e benefícios, mas as mensurações dos mesmos são realizadas por meio dos indicadores dos processos e estruturas (Layke et al., 2011)

Figura 1. Relação entre as propriedades do ecossistema, suas funções, serviços e benefícios. Adaptado de Carvalho-Santos et al. (2014) e Haines-Young e Potschin (2010).

Diretamente relacionados à oferta de serviços hidrológicos estão os projetos de pagamento por serviços ambientais (PSA), os quais adotam a cobertura florestal como referência para os pagamentos (Daniels et al., 2010; Richards et al., 2015). Um exemplo disso é o de que o pagamento por serviços hidrológicos é mensurado, na maioria dos casos, pela existência de floresta no local, e não pela oferta de um benefício daquela floresta (Salzman et al., 2018). Portanto, a restauração das áreas (aumento da cobertura florestal) vem sendo incentivada com o objetivo de aumentar a oferta dos serviços hidrológicos, com base na teoria de que o aumento ou manutenção da cobertura florestal pode levar a um aumento da qualidade e da quantidade de água disponível na bacia hidrográfica (Porras et al., 2008; Richards et al., 2015).

No entanto, a interação floresta-água é por vezes mais complexa do que uma relação linear (Guzha et al., 2018; Neary et al., 2009) e as interações entre os recursos hídricos e as florestas podem ser controversas (Andréassian, 2004), e dependem das condições estruturais e da qualidade da cobertura florestal (Ferraz et al., 2014). Em trabalhos clássicos realizados em microbacias hidrográficas, os autores relatam que para os efeitos das mudanças na cobertura florestal serem percebido no deflúvio anual a modificação de cobertura florestal deveria ser

superior a 20% da área (Bosch and Hewlett, 1982; Brown et al., 2005), ou até mesmo a 10% da área (Sahin and Hall, 1996). No entanto, os estudos foram realizados em microbacias hidrográficas, nas quais as mudanças de uso da terra podem ser identificadas mais facilmente (Hibbert, 1967; Salemi et al., 2013), uma vez que os processos hidrológicos irão ocorrer de maneira diferentes nestas áreas (Hewlett and Hibbert, 1967; Jones, 2000). Em bacias hidrográficas com áreas de drenagem maiores, estes efeitos podem ser diluídos até chegarem ao rio e são mais complexos de serem mensurados (Huff et al., 2000).

Amplamente discutida é a hipótese de que a cobertura florestal teria efeito na quantidade de água disponível na bacia hidrográfica, influenciando, principalmente, o fluxo base e as vazões mínimas (Bruijnzeel, 2004; Calder, 2002; Filoso et al., 2017), e retendo a água para os períodos secos (Ogden et al., 2013). Todavia, diversas pesquisas não conseguiram demonstrar este benefício (Filoso et al., 2017; Ghimire et al., 2014), sugerindo que em microbacias hidrográficas mudanças na cobertura florestal possuem efeito de redução no deflúvio anual quando ocorrem em proporções superiores a 20% da área (Bosch and Hewlett, 1982; Brown et al., 2005). Ainda assim, existe uma linha de pensamento em que para o aumento da disponibilidade de água seria necessário um aumento da capacidade de infiltração do solo florestal, a qual compensasse o aumento de evapotranspiração da floresta (Bruijnzeel, 2004). Este “trade-off” entre os processos hidrológicos - diminuição da disponibilidade de água devido ao aumento da evapotranspiração – está diretamente ligado ao aumento da cobertura florestal e, portanto, aos serviços hidrológicos (Filoso et al., 2017; Krishnaswamy et al., 2013). Existem ainda vários fatores que apontam o solo florestal como responsável pela oferta dos serviços hidrológicos (Jónsson e Davíðsdóttir, 2016) devido às propriedades de retenção e armazenamento de água intrínsecas aos diferentes tipos de solo (Geroy et al., 2011). Dentro deste contexto a cobertura florestal poderia influenciar na conservação das propriedades do solo (Zolin et al., 2014).

Entretanto, os efeitos positivos da cobertura florestal sobre os solos dependeriam ainda de outros fatores como a condição anterior do solo (Bruijnzeel, 2004; Zimmermann et al., 2010), a compactação deste (Roa-García et al., 2011), e mesmo a resiliência deste solo (Magnuszewski et al., 2015; Newton e Cantarello, 2015). Na região tropical, onde a mudança de uso da terra é dinâmica, a resiliência das propriedades do solo, ou até mesmo a restauração destas propriedades, podem se tornar inviáveis após um determinado estado de degradação (Bonell et al., 2010; Cherubin et al., 2016). Neste sentido, pouco ainda é conhecido sobre como a cobertura florestal pode influenciar nas propriedades hidrológicas do solo, e quanto tempo é necessário para que modificações positivas ocorram (Lozano-Baez et al., 2018).

Por outro lado, existem ainda os serviços relacionados à qualidade da água, que também são atribuídos às florestas (Brojna et al., 2018), e são, em última instância, também influenciados pelos solos florestais (Neary et al., 2009). A cobertura florestal pode exercer um duplo serviço nestes casos: uma vez que há uma atenuação da intensidade e da quantidade de precipitação que atinge a superfície devido ao efeito da interceptação (Ghimire et al., 2012; Swank, 1968), menores são as chances do impacto da gota de chuva causar desprendimento de partículas que levariam a uma posterior erosão e, conseqüentemente, degradação dos recursos hídricos por acúmulo de sedimentos e assoreamento (Swanson et al., 2000; Vaezi et al., 2017); adicionalmente, também se pode dizer que a interceptação da precipitação pela cobertura florestal exerce papel de proteção e/ou mitigação no volume e frequência dos picos de vazão, pois reduz a quantidade de água que chega à superfície (Brojna et al., 2017; Jones, 2000).

Portanto, o processo de interceptação da cobertura florestal está relacionado a dois serviços hidrológicos: diminuição dos picos de vazão (Kalantari et al., 2014; Ogden et al., 2013), e, como consequência, diminuição do escoamento superficial e das chances de erosão (Mohammad e Adam, 2010).

Entender como a restauração florestal e, conseqüentemente, o aumento da cobertura florestal em uma paisagem, pode influenciar os serviços hidrológicos, e mesmo aumentá-los em relação a outras coberturas da terra (como as áreas agrícolas) vem se tornando tema de diversas pesquisas (Guzha et al., 2018; Lozano-Baez et al., 2018; Paula et al., 2018), principalmente na região tropical (Jardim e Bursztyn, 2015; Richards et al., 2015; Wendland et al., 2010). Ainda assim, as respostas para estas perguntas dependem de dados coletados em campo durante um longo período de tempo (Guzha et al., 2018), pois é necessário o acompanhamento do crescimento das florestas restauradas. Neste sentido, as simulações hidrológicas utilizando modelos hidrológicos distribuídos e cenários com diferentes coberturas de uso da terra, possibilitam a compreensão e a quantificação de indicadores dos serviços nestes cenários em menor tempo (Beskow et al., 2013b; Birkel et al., 2012b; Duku et al., 2015), fornecendo, portanto, ferramentas para o planejamento de novas políticas de pagamento por serviços hidrológicos em curto prazo (Du et al., 2016; Guswa et al., 2014).

As características intrínsecas das regiões tropicais, como os solos (Bruijnzeel, 2004), a dinâmica das florestas tropicais (Bruijnzeel, 1990; Cadol et al., 2012), as repostas rápidas aos eventos de chuva (Taniwaki et al., 2017b), a sazonalidade marcante (Ogden et al., 2013), aliadas com a degradação ambiental nas áreas agrícolas (Salemi et al., 2013), resultam em dúvidas a respeito de como a cobertura florestal pode aumentar os serviços hidrológicos e quais as conseqüências, positivas e negativas para os recursos hídricos, que a recomposição da paisagem

com cobertura florestal traria (Beck et al., 2013; Ferraz et al., 2014; Paula et al., 2018). É importante salientar que embora o foco destas discussões tenham sido os serviços hidrológicos, a cobertura florestal em uma paisagem tem papel mais amplo, que vai além destes, englobando diversos outros serviços ecossistêmicos (Alves-Pinto et al., 2017; Phalan et al., 2011), que não foram objetivo destes estudos.

A relação floresta-água e os benefícios oriundos da cobertura florestal ainda são debatidos (Filoso et al., 2017), principalmente diante das crises hídricas (Soriano et al., 2016). Neste contexto, os projetos de restauração surgem como promessas de melhoria por meio dos plantios ou regeneração natural da cobertura florestal, principalmente na região tropical (Jardim e Bursztyn, 2015; Richards et al., 2015; Wendland et al., 2010). Como e onde a restauração deve ser realizada é fonte de debates, uma vez que as características físicas da paisagem resultam em heterogeneidade espacial de funções e processos na bacia hidrográfica (Jones et al., 2013), e entender como a composição e configuração da paisagem influenciam nos serviços ecossistêmicos é fundamental no planejamento do uso da terra (Nassauer e Opdam, 2008). A composição da paisagem refere-se ao tipo de uso da terra e a proporção de cada uso, enquanto que a configuração representa o padrão espacial da cobertura na paisagem, independente da composição da mesma (Fahrig e Nettle, 2005).

Dentro deste contexto, o objetivo geral deste capítulo foi analisar a partir de que proporção da cobertura florestal em uma bacia hidrográfica agrícola na região tropical os serviços hidrológicos de disponibilidade hídrica e proteção serão influenciados de forma positiva e negativa. Como objetivos específicos buscou-se ainda definir indicadores hidrológicos capazes de caracterizar a influência da proporção da cobertura de florestas nos serviços hidrológicos, analisar os processos hidrológicos afetados pela cobertura florestal, e discutir a diferença das respostas ao aumento da cobertura florestal na escala da bacia hidrográfica e sub-bacias.

Portanto, as hipóteses testadas foram:

- a. Existe um limiar de cobertura florestal a partir do qual o aumento da cobertura florestal diminui o serviço hidrológico de disponibilidade de água;
- b. Existe um limiar de cobertura florestal a partir do qual o aumento da cobertura florestal aumenta o serviço hidrológico de proteção.

3.2. MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (BHRM), localizada no município de Piracicaba, SP. A área de contribuição da bacia hidrográfica é de 2.194,8 ha. Os detalhes e mapas de localização estão descritos no Capítulo 2 (item 2.2).

3.2.2. Simulações hidrológicas das mudanças de uso da terra

As simulações de mudança do uso da terra foram realizadas por meio de um modelo hidrológico distribuído de base física. Os procedimentos de parametrização, calibração e validação estão descritos em detalhe no Capítulo 2, item 2.0, deste manuscrito.

A simulação dos cenários de aumento da cobertura florestal na bacia hidrográfica foi realizada com os dados horários de precipitação e evapotranspiração de referência (ET_{REF}) para o ano de 2010. Estas duas variáveis foram obtidas na estação automática situada nas coordenadas (UTM) 221.379 m e 7.473.744 m, e distante 11,5 km da bacia hidrográfica. O cálculo da ET_{REF} foi realizado por meio das variáveis climáticas de radiação líquida, $MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$; temperatura do ar, $^{\circ}C$; umidade relativa do ar, %; velocidade do vento a 2m, $m\ s^{-1}$; e precipitação, mm; e utilizando a equação de Penman-Monteith modificada pela FAO (Allen et al., 1998).

A precipitação do ano de 2010 utilizada na simulação dos cenários foi de 1298,5 mm.

As características da cobertura florestal foram definidas a partir dos parâmetros de uso do solo utilizados na calibração e validação do modelo, e baseados em estudos realizados na área de estudo (Mingoti, 2012; Xavier e Vettorazzi, 2004; Xavier e Vettorazzi, 2003; Ranieri et al., 1998). O detalhamento destas características pode ser encontrado no Capítulo 2 (Item 2.2.5.1.5. Parametrização do uso da terra).

3.2.3. Cenários de proporção da cobertura florestal na paisagem

A proporção da cobertura florestal na paisagem foi obtida mediante o incremento aleatório de cobertura florestal em nove cenários de mudanças do uso da terra (entre 10% e 90% da área da bacia hidrográfica), sendo que em cada um destes ocorre aumento aleatório de 10% da área ocupada com cobertura florestal e diminuição da área destinada à cana-de-açúcar. Com o objetivo de evitar que a localização desta cobertura florestal influenciasse os resultados e de garantir a aleatoriedade dos cenários, para cada porcentagem de incremento 5 cenários aleatórios

foram gerados e simulados. Os resultados da bacia hidrográfica para cada proporção de cobertura florestal são, portanto, a média dessas cinco simulações. De modo a obter valores para comparações também foram simulados dois cenários bases: 100% da área ocupada com cana-de-açúcar e 100% da área ocupada com cobertura florestal (floresta nativa). Totalizando, dessa forma, 47 cenários gerados e simulados.

A partir do Modelo Digital do Terreno (MDT) (descrito no Capítulo 2, item 2.2.1 Área de estudo) foi obtida a classificação da posição da encosta por meio do Índice de Posição Topográfica do terreno (TPI: “Topographic Position Index”), com resolução de 20 m, utilizando-se a extensão “Land Facet Corridor Analysis”. O “raster” gerado foi reclassificado em 3 classes de posição topográfica de acordo com a distribuição do quartil para identificação do gradiente local. Estas classes foram então definidas como terço inferior, médio e superior da bacia hidrográfica. Uma vez que a reclassificação foi feita de forma igual entre as classes, o tamanho da área ocupada por cada uma destas posições topográficas foi de, aproximadamente, 33,3% da área total (Figura 2).

Figura 2. Modelo digital do terreno (MDT) com resolução de 20 m; e classificação da posição topográfica em 3 classes (com base na distribuição do quartil) a partir do MDT com resolução de 20 m.

Após a obtenção das três posições topográficas foi gerado um “grid” de 20 m por 20 m em toda a área da bacia hidrográfica. Este “grid” serviu como base para dispor de maneira aleatória a cobertura de vegetação nativa. Com o objetivo de que cada posição topográfica apresentasse o mesmo valor de área com vegetação nativa para cada cenário, o mesmo número de amostras foi obtido nas três posições topográficas. Para garantir aleatoriedade foi utilizada a

ferramenta “Geoespatial Modelling Environment” (GME), a qual selecionou de forma aleatório dentro do “grid” uma porcentagem igual de área para cada posição topográfica. Na Tabela 1 estão apresentadas as divisões entre vegetação nativa e cana-de-açúcar para cada cenário proposto.

Tabela 1. Descrição dos cenários de mudanças do uso da terra propostos para a simulação do incremento aleatório de cobertura florestal na bacia hidrográfica. Cen_0%: cenário de referência totalmente coberto com cana-de-açúcar; TPI: índice de posição do terreno.

Cenário	Cobertura florestal		Cana-de-açúcar	
	%	ha	%	ha
Cen_0%	0	0	100	2.194,8
Cen_10%	10	219,48	90	1975,3
Cen_20%	20	439,0	80	1.755,8
Cen_30%	30	658,4	70	1.536,4
Cen_40%	40	899,9	60	1.316,9
Cen_50%	50	1.097,4	50	1.097,4
Cen_60%	60	1.316,9	40	899,9
Cen_70%	70	1.536,4	30	658,4
Cen_80%	80	1.755,8	20	439,4
Cen_90%	90	1975,3	10	219,48
Cen_100%	100	2.194,8	0	0

3.2.4. Análise e indicadores dos serviços hidrológicos

Para a análise dos serviços hidrológicos foram obtidos 5 indicadores para cada um dos cenários simulados (Tabela 2).

O serviço de disponibilidade de água representa a quantidade de água disponível para consumo humano (urbano, agrícola, etc.), ou seja, o aumento dos três indicadores deste serviço é positivo. O serviço de proteção representa o benefício de redução dos picos de vazões e do carregamento de sedimentos para os rios, portanto a diminuição destes indicadores é positiva.

Para obtenção dos indicadores Q5 e Q95 foi primeiramente construída a curva de permanência com valores diários de deflúvio para um ano de dados simulados. Estes dados foram organizados de forma decrescente de modo a obter a porcentagem de tempo em que os valores de deflúvio foram igualados ou superados.

O índice de escoamento base (BFI) representa o fluxo base que retorna para o canal de drenagem. Para calcular este indicador é necessário separar o deflúvio em escoamento direto anual e escoamento base anual. Neste estudo utilizou-se o método proposto por Lyne e Hollick (1979) e descrito em Grayson et al. (1996). Após a obtenção do escoamento base anual, este foi dividido pelo deflúvio anual para obtenção do BFI em porcentagem.

A oferta de cada serviço é positiva quando os indicadores de disponibilidade hídrica são maximizados e os indicadores de proteção são minimizados.

Por fim, foi realizada uma análise de regressão simples entre os indicadores e a porcentagem de cobertura florestal na bacia hidrográfica, utilizando o algoritmo dos mínimos quadrados ordinários no software estatístico livre Past (versão 3.19), de modo a obter a curva que melhor representasse cada relação. Os diferentes conjuntos de dados foram testados quanto à normalidade dos resíduos e significância da relação.

Tabela 2. Relação dos serviços hidrológicos utilizados e seus respectivos indicadores, assim como a forma de obtenção de cada indicador e a referência dos estudos que foram utilizados como base. Q: deflúvio anual simulado; BFI: índice de escoamento base; Q95: índice de mínimas, ou deflúvio excedido em 95% do tempo; Q5: índice de máximas, ou deflúvio excedido em 5% do tempo; IF: índice “flashiness”.

Serviço hidrológico	Indicador hidrológico	Obtenção	Referências
Disponibilidade de água	Q	Soma dos deflúvios diários de um ano	Brauman et al. (2007); Brogna et al. (2017); Carvalho-Santos et al. (2014)
	Q95	Curva de permanência do deflúvio (FDC): valor de deflúvio igualado ou excedido em 95% do tempo	Brogna et al. (2017)
	BFI	Separação entre escoamento base e direto, e relação entre o escoamento base e o deflúvio anual	Brogna et al. (2017); Lyne e Hollick (1979); e Grayson et al. (1996).
Proteção	Q5	Curva de permanência do deflúvio (FDC): valor de deflúvio igualado ou excedido em 5% do tempo	Brogna et al. (2017)
	IF	Q5/Q95	Jordan et al. (2005); Brogna et al. (2017)

3.2.4.1. Análise estatística dos indicadores hidrológicos

Para a análise de diferenças entre os cenários foram utilizados os indicadores hidrológicos de 16 sub-bacias localizadas dentro da área de estudo. As sub-bacias foram selecionadas com base na área de contribuição de cada uma, de modo a diminuir diferenças e manter a independência entre elas (sem sobreposição de áreas). O mapa de localização das sub-bacias se encontra no Anexo A. Uma vez definido o ponto de exutório da sub-bacia foi possível obter a série de deflúvio para cada um dos cenários ali simulados. Portanto, para cada cenário simulado foram obtidos os dados das 16 sub-bacias, sendo que a porcentagem de cobertura florestal se manteve, em média, constante dentro das sub-bacias, (Figura 3).

Figura 3. Variação de porcentagem de cobertura florestal dentro de cada sub-bacia para todos os cenários utilizados.

No Anexo B encontram-se as características de área e a porcentagem de cobertura florestal para cada uma das sub-bacias.

Testes de normalidade foram realizados em todos os resíduos dos indicadores testados para as sub-bacias, adotando-se um valor de $p < 0,05$ para detecção de significância no conjunto de dados. Após o teste de normalidade (teste de Shapiro-Wilk, com significância de 5%), e comprovação de ausência de normalidade, foi utilizado o teste não paramétrico de Mann-Whitney ($p < 0,05$) para detectar diferenças entre as sub-bacias.

Todos os testes estatísticos foram realizados no software estatístico livre Past (versão 3.19).

3.2.5. Análise dos componentes do balanço hídrico

Foram obtidos os componentes do balanço hídrico simulados para cada cenário de aumento da cobertura florestal. Para isto, foram utilizados os resultados da simulação dos processos de evapotranspiração total (ET_{TOT}), interceptação (INT), infiltração (INF) e recarga da zona saturada (REC_{ZS}). Os componentes fazem parte do balanço hídrico da bacia hidrográfica como um todo, portanto refletem tanto o aumento da cobertura florestal quanto a diminuição da cana-de-açúcar.

Os dados foram então integrados na escala anual e comparados relativamente com o cenário 0% de cobertura florestal, para compreender se os componentes do balanço hídrico diminuiriam ou aumentariam com o aumento da cobertura florestal.

O fluxograma de toda a metodologia utilizada na obtenção dos dados e análise dos mesmos encontra-se na Figura 4.

Figura 4. Esquema de passos utilizados na metodologia do estudo para obtenção e análise dos indicadores hidrológicos. Os passos representam as sequências utilizadas na metodologia. Passo 1: obtenção dos cenários de incremento aleatório a partir do Modelo Digital do Terreno (MDT) e do Índice de Posição Topográfica do terreno (TPI), cinco conjunto de mapas para cada cenário (de 10% a 90% de cobertura florestal); Passo 2: Simulações dos cinco conjuntos de cenários e dos dois cenários referência (0% e 100% de cobertura florestal) para obtenção da série de deflúvio média para cada cenário; Passo 3: Determinação do conjunto de sub-bacias e extração das características físicas das mesmas; Passo 4: extração dos indicadores hidrológicos para a bacia hidrográfica e para cada uma das sub-bacias (Q: deflúvio; Q5: deflúvio índice de máximas, ou deflúvio excedido em 5% do tempo; Q95: índice de mínimas, ou deflúvio excedido em 95% do tempo; IF: índice “flashiness”; BFI: índice de escoamento base); Passo 5: Análise dos indicadores. Passo 6: Extração dos componentes do balanço hídrico para análise e comparação (ET: evapotranspiração total; INT: interceptação; INF: infiltração; REC_ZS: recarga da zona saturada).

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Efeito do incremento de cobertura florestal nos serviços de disponibilidade de água

Por meio da Figura 5 é possível verificar os efeitos do aumento da cobertura florestal sobre o deflúvio anual, o Q95 e o BFI. O deflúvio anual na bacia hidrográfica diminuiu com o aumento da cobertura florestal. O maior valor de deflúvio anual ocorreu no cenário com 10% de cobertura florestal (340 mm) e o menor no cenário de 100% (276 mm). Entre os cenários referência (0% e 100%) ocorreu diferença de 17% (ou 55 mm) evidenciando redução no deflúvio anual em consequência ao aumento da cobertura florestal. A mesma tendência de diminuição também pode ser observada para o indicador Q95, o qual também apresentou queda nos valores à medida que se aumentou a porcentagem de cobertura florestal na bacia hidrográfica (Figura 5). No caso do indicador Q95, a diferença entre os cenários de 0% e 100% foi de 56%. No entanto, para o indicador de fluxo base (BFI) a variação no valor do BFI foi sutil (13,1% para 13,4% nos cenários de 0% e 100% de cobertura florestal, respectivamente), apresentando, em termos relativos, diferença de apenas 2,5% (Figura 5).

Os dados de deflúvio anual obtidos na bacia hidrográfica foram submetidos à regressão estatística linear, sendo que todas as regressões foram significativas ($p < 0,05$). Os resultados de R^2 estão apresentados na Tabela 3. Tanto o indicador Q quanto o Q95 apresentaram valores de R^2 superiores a 0,9 em relação à porcentagem de cobertura florestal da bacia hidrográfica. No entanto, o indicador de fluxo base apresentou R^2 de 0,66 para a mesma relação.

Figura 5. Resultado das simulações de cenários com aumento da porcentagem de cobertura florestal e os indicadores hidrológicos de disponibilidade de água na escala da bacia hidrográfica (Q, Q95 e BFI). Q: deflúvio; Q95: índice de mínimas, ou deflúvio excedido em 95% do tempo; BFI: índice de escoamento base.

Tabela 3. Resultados da análise de regressão linear realizada entre os indicadores hidrológicos e a porcentagem de cobertura florestal na bacia hidrográfica. Q: deflúvio; Q95: índice de mínimas, ou deflúvio excedido em 95% do tempo; BFI: índice de escoamento base.

Serviço hidrológico	Indicador	R ²	Valor de p
Disponibilidade de água	Q	0,96	0,0001
	Q95	0,98	0,0001
	BFI	0,66	0,0004

Para os dados das sub-bacias a variação nos indicadores dentro de cada cenário encontra-se na Figura 6. É possível notar que os valores de deflúvio anual variaram entre as sub-bacias em todos os cenários.

Como já comentado para os resultados da bacia hidrográfica, existe uma tendência de diminuição do deflúvio ao longo do aumento da cobertura florestal, com valores médios variando de 336 mm até 267 mm para os cenários de 0% e 100%, respectivamente; a diferença relativa entre estes dois cenários foi 21%. Para o indicador Q95 a diferença entre os cenários de 0% e

100% foi de redução de, aproximadamente, 58%, com diferença de 0,0963 mm entre os cenários. A variação do indicador BFI foi baixa nas sub-bacias, com a média variando de 19,2% a 19,8% entre os cenários de 0% e 100%, respectivamente, correspondendo a 3%, em termos relativos.

Utilizando-se os dados das sub-bacias foi possível comparar os cenários estatisticamente. As diferenças significativas encontradas remetem a um valor de $p < 0,05$. A matriz dos valores de p para cada cenário encontra-se no ANEXO C.

Em relação ao cenário de 0% de cobertura florestal o indicador Q_{SB} apresentou diferença estatística a partir do cenário de 60%, sendo, portanto, os cenários 10%, 20%, 30%, 40% e 50% iguais estatisticamente ao cenário de 0%. Em relação ao cenário de 100%, a diferença estatística ocorre para os cenários abaixo de 30%, incluindo este cenário, sendo que os cenários com cobertura florestal acima de 30% foram iguais estatisticamente ao cenário de 100%.

Por outro lado, para os indicadores $Q95_{SB}$ e BFI_{SB} não foram detectadas diferenças entre os cenários. O aumento da cobertura florestal em 100% não apresentou diferença estatística com o cenário de 0% de cobertura florestal para estes indicadores.

Figura 6. Variação dos indicadores hidrológicos de disponibilidade de água dentro das sub-bacias com o aumento da cobertura florestal para o deflúvio (Q), para o índice de mínimas, ou deflúvio excedido em 95% do tempo (Q95) e para o índice de escoamento base (BFI).

3.3.2. Efeito do incremento de cobertura florestal nos serviços de proteção

Para o serviço de proteção foram utilizados os indicadores de vazão máxima (Q5) e Índice “flashiness” (IF). Diferentemente do que ocorreu no serviço de disponibilidade de água, para o serviço de proteção o aumento da cobertura florestal resultou em dinâmica diferente entre os dois indicadores (Figura 7).

Os resultados obtidos nas simulações dos cenários mostram que o indicador Q5 possui tendência de diminuição dos valores à medida que ocorre o aumento da cobertura florestal na bacia hidrográfica. A diferença entre os cenários de 0% e 100% foi de 38%, com valores entre 4,8 mm e 2,9 mm, respectivamente.

Para o indicador IF a tendência foi de aumento do valor em relação ao aumento da cobertura florestal, diferentemente do encontrado para o indicador Q5. Os resultados mostraram diferença positiva de 41% entre os cenários de 0% e 100% de cobertura florestal.

Os resultados das regressões lineares para o serviço de proteção em relação à porcentagem de cobertura florestal estão apresentados na Tabela 4. Os resultados demonstram relação superior a 0,9 para os dois indicadores testados e com significância de $p < 0,05$.

Figura 7. Resultado das simulações de cenários com aumento da porcentagem de cobertura florestal e os indicadores hidrológicos de proteção na escala da bacia hidrográfica (Q5 e IF). Q5: índice de máximas, ou deflúvio excedido em 5% do tempo; IF: índice “flashiness”.

Tabela 4. Resultados da análise de regressão realizada entre os indicadores hidrológicos e a porcentagem de cobertura florestal na bacia hidrográfica. Q5: índice de máximas, ou deflúvio excedido em 5% do tempo; IF: índice “flashiness”.

Serviço hidrológico	Indicador	R ²	Valor de p
Proteção	Q5	0,95	0,0001
	IF	0,97	0,0001

A variação dos valores obtidos na escala das sub-bacias pode ser observada na Figura 8 para os dois indicadores de proteção. Para o indicador Q5 a redução entre os cenários de 0% (4,6 mm) e 100% (3,1 mm) foi de 33%. Ocorreu diminuição dos valores de IF à medida que se aumentou a cobertura florestal, com diferença negativa de 11% entre os mesmos cenários.

Por meio dos dados obtidos nas sub-bacias (Figura 8) foi realizado o teste estatístico entre os cenários para os dois indicadores do serviço de proteção. Para o indicador Q5 o cenário de 0% de cobertura florestal foi estatisticamente igual aos cenários de 10%, 20%, 30% e 40%, e diferente dos cenários com percentual maior. Em relação ao cenário com 100% de cobertura, o teste indicou que são estatisticamente iguais a este cenário aqueles com cobertura florestal igual

ou maior a 60% da área das sub-bacias, sendo os cenários com percentual menor a este estatisticamente diferentes do cenário de 100%.

O indicador IF não apresentou diferença estatística entre os cenários simulados.

Figura 8. Variação dos indicadores hidrológicos de mitigação e proteção dentro das sub-bacias com o aumento da cobertura florestal. Q5: índice de máximas, ou deflúvio excedido em 5% do tempo; IF: índice “flashiness”.

3.3.3. Efeito do incremento de cobertura florestal nos componentes do balanço hídrico

Os resultados simulados para os componentes do balanço hídrico podem ser visualizados na Figura 9 em seus valores absolutos, e na Figura 9 em relação à diferença de porcentagem com o cenário de 0%.

Os processos de evapotranspiração total e interceptação aumentaram gradualmente com o aumento da porcentagem de cobertura, com valores de evapotranspiração total de 902 mm para 1092 mm nos cenários de 0% e 100%, respectivamente; e valores de interceptação entre 157 mm e 303 mm nos cenários de 0% e 100%, respectivamente (Figura 9).

Para o processo de infiltração, no entanto, ocorreu diminuição dos valores à medida que se aumentou a quantidade de floresta na bacia hidrográfica (932 mm e 825 mm nos cenários de 0% e 100%, respectivamente) (Figura 9).

O processo de recarga da zona saturada por sua vez apresentou dinâmica diferente, com aumento inicial até o cenário de 60% e posterior diminuição até o cenário de 100%, como pode ser visto na Figura 10, na qual estão apresentadas as diferenças relativas dos componentes do balanço hídrico em relação ao cenário de 0%.

O processo de interceptação foi o que mais aumentou entre os processos, chegando a 94% de diferença entre o cenário de 0% e 100% de cobertura florestal. O processo de evapotranspiração seguiu a mesma tendência de aumento, mas com valor máximo de 21% de diferença.

Como ocorreu com os dados absolutos, o processo de INF diminuiu em relação ao cenário de 0%, com valores máximos de -16% e -12%, respectivamente, no cenário de 100%.

Assim como comentado nos dados absolutos, no processo de recarga a dinâmica foi diferente. Embora tenha apresentado tendência de diminuição ao longo do aumento da cobertura florestal, este cenário só passou a apresentar diferença negativa com o cenário de 0% a partir do cenário de 60%.

Figura 9. Resultados das simulações com incremento da cobertura florestal e o efeito sobre os componentes do balanço hídrico anual da bacia hidrográfica. (ET_{TOT}: evapotranspiração total; INT: interceptação; INF: infiltração; REC_{ZS}: recarga da zona saturada).

Figura 10. Resultados relativos entre os cenários e o cenário de 0% de cobertura florestal para os componentes do balanço hídrico anual da bacia hidrográfica. (ET_{TOT}: evapotranspiração total; INT: interceptação; INF: infiltração; REC_{Zs}: recarga da zona saturada).

3.4. DISCUSSÃO

3.4.1. Efeito do incremento de cobertura florestal nos serviços de disponibilidade de água

O aumento da cobertura florestal por meio da restauração tem sido utilizado como forma de aumentar e/ou melhorar os serviços hidrológicos. As simulações de cenários neste estudo mostraram diminuição no serviço de disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica à medida que ocorreu aumento da cobertura florestal. A relação entre a quantidade de água em uma bacia hidrográfica e a cobertura florestal vem sendo tema de diversos estudos (Filoso et al., 2017) e, desde os primeiros estudos de Hewlett e Hibbert (1967), diversos resultados comprovaram uma relação negativa entre a disponibilidade hídrica e o aumento da cobertura florestal em bacias hidrográficas (Brognia et al., 2017; Brown et al., 2005).

A primeira hipótese testada pode ser aceita, uma vez que a partir de um incremento de 50% de cobertura florestal em uma bacia hidrográfica da região tropical ocorreram diferenças

estatísticas no indicador de deflúvio anual entre os cenários, embora estes mesmo resultado não tenha se repetido para os indicadores de Q95 e BFI.

Esta proporção de 50% de cobertura florestal é maior do que a encontrada em outros trabalhos da literatura, que atribuíram um limiar de 20% para microbacias (Bosch and Hewlett, 1982) em regiões com clima temperado (Stednick, 1996). No entanto, cabe ressaltar que este limiar foi obtido em microbacias, e o presente estudo testou o aumento da cobertura florestal em uma bacia hidrográfica, na qual os efeitos das mudanças nos processos podem ser diluídos até chegarem ao rio (Huff et al., 2000).

Neste estudo, todos os indicadores de disponibilidade hídrica relacionados com a cobertura florestal apresentaram relação significativa e linear. Do mesmo modo, em um estudo envolvendo a simulação do corte da floresta, os autores encontraram uma relação de $R^2=0,98$ entre a área de floresta cortada e o deflúvio anual (Abdelnour et al., 2011). Por outro lado, outros estudos realizados nesta temática, com dados coletados em campo, os autores não encontraram relação significativa entre estas variáveis (Beck et al., 2013; Le Tellier et al., 2009).

Os indicadores de deflúvio (Q) e os índices de mínimas (Q95) testados na bacia hidrográfica apresentaram relação significativa e inversa com o aumento da cobertura florestal. Em Brogna et al. (2017) os autores também encontraram relação inversa com o deflúvio, no entanto, diferente do resultado deste estudo, os autores encontraram relação positiva com o indicador de mínimas, o que resultaria, segundo os autores, em um efeito positivo da cobertura florestal nos momentos de baixo deflúvio. Entretanto, poucas evidências existem a respeito do aumento das vazões mínimas em resposta ao aumento da cobertura florestal (Bruijnzeel, 2004). Em Farley et al. (2005) e Brown et al. (2005) os autores concluem que o aumento das áreas com florestas plantadas tem um maior impacto nas vazões mínimas do que no deflúvio anual em termos relativos. De acordo com Calder (2007) a influência da cobertura florestal nos momentos de mínimas depende mais das características geológicas do local, que podem ser favoráveis a um maior efeito da cobertura da terra.

Em relação ao indicador de fluxo base, neste estudo, o R^2 foi de 0,66 para a distribuição linear entre fluxo base e cobertura florestal, com relação linear positiva e significativa entre as duas variáveis. Uma relação linear positiva também foi encontrada por Zhou et al. (2010) ao analisarem o reflorestamento de uma bacia hidrográfica ao longo de 50 anos, principalmente quando os autores analisaram os períodos secos. Em Brogna et al. (2017), no entanto, os autores não encontraram relação significativa entre a cobertura florestal e o fluxo base, com um R^2 de apenas 0,22 (Brogna et al., 2017). Segundo os autores, a baixa relação encontrada pode ser

explicada pela influência marcante das características físicas da bacia hidrográfica no fluxo base, sendo este menos influenciado pelo uso e cobertura da terra (Chandler, 2006).

A influência das características físicas locais, como a geomorfologia, também está relacionada aos efeitos nas vazões mínimas frente ao aumento ou diminuição da cobertura florestal, como pontuado no estudo de Calder (2007), no qual o autor discute que características como profundidade do solo, altura do lençol freático e recarga, poderão influenciar nos índices de mínimas. Neste estudo, o Q95 e BFI apresentaram relação significativa com o incremento de cobertura florestal, no entanto, a influência no fluxo base foi de apenas 3% em relação aos cenários de 0% e 100% de cobertura florestal, enquanto que para as vazões mínimas foi de 75%, indicando que as vazões mínimas podem ser mais influenciadas pelo uso da terra do que o fluxo base. Na revisão de Price (2011) o autor encontra que, de maneira geral, é possível dizer que as características geomorfológicas influenciam no fluxo base, enquanto que a influência da cobertura nesta variável ainda precisa ser melhor estudada, principalmente em relação a quais processos hidrológicos podem ser modificados pela cobertura e influenciar o fluxo base.

A alta taxa de evapotranspiração da cobertura florestal parece ser o processo hidrológico que mais impacta o fluxo base (Price, 2011). Nas simulações realizadas foi possível constatar que grande parte deste impacto ocorre devido ao aumento do processo de interceptação da água pelas copas, processo este já indicado em outros estudos como importante na “retirada” de água da bacia hidrográfica (Brauman et al., 2010; Ghimire et al., 2014). Em um estudo realizado na região tropical, os autores encontraram uma diferença de 39% de evapotranspiração anual entre uma bacia hidrográfica com floresta e outra com cultura agrícola (Dias et al., 2015), valor maior do que encontrado neste estudo que foi de 21% entre cenários com 0% e 100% de cobertura florestal.

Alguns autores, entretanto, sustentam a ideia de que o aumento da cobertura florestal estaria ligado a um também aumento dos processos de infiltração e recarga, e que isto poderia aumentar o fluxo base (Bruijnzeel, 2004; Price et al., 2011) e as vazões mínimas (Roa-García et al., 2011). Tal efeito seria possível caso o aumento da infiltração fosse superior ao aumento da evapotranspiração ocasionado pelo incremento da cobertura florestal (Calder, 2007, 2002). Este aumento no processo de infiltração resultaria em uma maior recarga do solo e do lençol freático, e seria maior em regiões nas quais os solos possuem alta condutividade hidráulica (Kim e Jackson, 2012; Price, 2011).

Embora alguns estudos relatem aumento no processo de infiltração relacionado à cobertura florestal (Filoso et al., 2017), os cenários utilizados neste estudo para simular o aumento da cobertura florestal não consideraram os efeitos da cobertura nas características físicas

do solo, sendo mantidos constantes os parâmetros do cálculo da infiltração, os quais, por sua vez, estão relacionados ao tipo de textura e não ao uso e cobertura da terra (DHI, 2016b). Esta estratégia de simulação se justifica uma vez que restaurar a capacidade de infiltração de água no solo dependerá, entre outros fatores, da capacidade de resiliência do local (Newton e Cantarello, 2015). No entanto, a recuperação das propriedades físicas do solo é mais complicada na região de estudo (tropical), uma vez que há uma maior vulnerabilidade dos solos à compactação e perda da estrutura (Bonell et al., 2010). Outro ponto a se destacar é que a melhoria das características do solo após a restauração florestal ainda é discutida e poucos são os estudos que de fato mensuraram este processo (Harden e Mathews, 2000).

O processo de infiltração de água no solo parece estar no centro das discussões a respeito do aumento da disponibilidade de água na bacia hidrográfica, sendo esta relação entre infiltração e evapotranspiração conhecido como um “trade-off” da cobertura florestal (Bruijnzeel, 2004; Ghimire et al., 2014; Krishnaswamy et al., 2013). O processo simulado de infiltração neste estudo apresentou tendência de diminuição com o aumento da cobertura florestal, chegando a uma queda de 12% no cenário de 100% de cobertura florestal. Por outro lado, o processo de evapotranspiração teve um aumento de 21% entre os mesmos cenários. Embora em Ghimire et al. (2014) os autores obtiveram resultados comprovando aumento da infiltração em áreas com floresta, este também foi insuficiente para resultar em aumento da disponibilidade hídrica. Em um estudo relacionando as propriedades do solo à restauração de áreas ripárias os autores encontraram aumento da infiltração de água no solo, indicando a reestruturação do solo como potencial benefício dos serviços hidrológicos (Gageler et al., 2014).

Ainda que sejam processos independentes, a diminuição da infiltração deve estar diretamente relacionada a uma menor entrada de água devido ao aumento da interceptação. Em termos relativos, o processo de interceptação da água pela copa florestal é o que mais se diferencia entre os cenários, chegando a um aumento de 90% entre o cenário de 0% e 100%. Os demais processos, a exceção da evapotranspiração, sofreram diminuição, sendo o deflúvio anual o processo que mais diminuiu entre os cenários de 0% e 100% de cobertura florestal (aproximadamente, 16%), seguida da infiltração com 12% e recarga, apenas 5%.

A simulação do processo de recarga da zona saturada (REC_{zs}) resultou em uma tendência de diminuição do valor absoluto de recarga com o aumento da cobertura florestal. No entanto, ao se comparar os valores relativos ao cenário de 0% de cobertura florestal ocorreu incremento de recarga até o cenário de 60%. A partir desta porcentagem o incremento de cobertura florestal passa a apresentar relação negativa com a recarga da zona saturada. Entretanto, apesar de o processo de infiltração ter potencial na recarga do lençol freático (Buttle,

2011), o que poderia também levar a um aumento da disponibilidade hídrica de água na bacia hidrográfica (Perkins et al., 2014), os resultados obtidos refletem um processo de recarga independente do processo de infiltração.

A restauração da capacidade de infiltração das bacias hidrográficas não depende apenas da cobertura da terra, sendo também influenciada por fatores físicos, como o tipo de solo e a textura (Bonell et al., 2010), assim como pelo histórico de uso da terra, uma vez que em áreas degradadas apenas a cobertura florestal pode não ser suficiente para reverter a perda da capacidade de infiltração (Bonell et al., 2010; Magnuszewski et al., 2015). Na área de estudo o histórico de uso e cobertura da terra - conversão de floresta nativa para pastagem para criação de gado, seguida da conversão destas pastagens para cultura canavieira (Cherubin et al., 2016) - possuem potencial para degradar o solo e com isto diminuir a capacidade de infiltração do mesmo. A degradação do solo ao longo dos anos de cultivo intensivo da cana-de-açúcar pode ser medida, entre outros parâmetros do solo, pelo declínio da condutividade hidráulica, que pode ser de até 98% quando comparada com a cobertura florestal preservada (Cherubin et al., 2016).

É importante notar que esta tendência de diminuição da disponibilidade hídrica coincide com os resultados obtidos em literatura. No entanto, alguns estudos demonstraram aumento da disponibilidade de água na bacia relacionado ao aumento da cobertura florestal (Roa-García et al., 2011), principalmente nas estações secas do ano (Chandler, 2006; Krishnaswamy et al., 2013; Liu et al., 2014). Porém, a relação entre os estudos que comprovaram aumento na quantidade de água seguida do aumento da cobertura florestal e aqueles que encontraram resultados inversos é relativamente baixa. Na revisão de Filoso et al. (2017) as autoras demonstraram que de um total de 308 estudos de caso, apenas 6% relataram efeito positivo entre cobertura florestal e quantidade de água. Ainda assim, é importante ressaltar que o aumento no deflúvio seguido de aumento da cobertura florestal está relacionado a um conjunto de características locais, e talvez não possa ser generalizado para todas as regiões (Brauman et al., 2012). Este é o caso do estudo de Buttle (2011) realizado em região de clima úmido, no qual o efeito da neblina sobre os processos hidrológicos é importante. Os resultados obtidos nas simulações com aumento de cobertura florestal, no entanto, não apresentaram aumento da disponibilidade hídrica.

Os resultados obtidos na escala das sub-bacias também apresentaram a mesma tendência, ou seja, a média dos indicadores Q e Q95 para as sub-bacias também diminuíram, ainda que os valores tenham sido diferentes dos resultados da bacia hidrográfica. Diferenças nos resultados quando comparados entre escalas são esperados (Huff et al., 2000). O efeito no aumento da cobertura florestal está relacionado ao tamanho da bacia hidrográfica, sendo esperada a atenuação destes efeitos por meio do aumento do tamanho da bacia hidrográfica (Blöschl et al.,

2007). Embora esta atenuação não tenha sido pronunciada, é possível perceber que para os indicadores Q e BFI a mudança no uso da terra resultou em diferenças menores entre os cenários de 0% e 100% na escala da bacia hidrográfica. Diferentemente, para o indicador Q95 a redução foi maior na escala da bacia hidrográfica. A heterogeneidade presente na escala da bacia hidrográfica como, diferentes paisagens, usos e clima, teoricamente, diminuiria o efeito de mudanças no uso da terra quando comparado com uma microbacia (Qiu e Turner, 2015; Turner et al., 2012).

Em Zhang et al. (2017), ao analisarem um conjunto de bacias hidrográficas de diferentes tamanhos e climas os autores ressaltaram que é possível encontrar uma relação estatisticamente significativa entre o aumento do deflúvio e a diminuição de cobertura florestal, mas a relação entre alterações no deflúvio seguidas de aumento da cobertura florestal não foram significativas. Neste estudo, foi possível encontrar uma relação significativa entre o aumento da cobertura florestal nos cenários e o deflúvio, assim como Qiu e Turner (2015) sugeriram que o aumento dos serviços hidrológicos parece estar relacionado a composição de uso da terra na paisagem.

Ainda em relação à diminuição da cobertura florestal, a redução em 10% da cobertura florestal resultou em aumento de 5 mm no deflúvio anual (entre os cenários de 100% e 90%), enquanto que em outros estudos estes valores variaram entre 20 mm e 40 mm (Bosch e Hewlett, 1982; Sahin e Hall, 1996). Entre os cenários de 0% e 100% de cobertura florestal existe uma diferença de apenas 55 mm, o que indica que no caso deste estudo os processos hidrológicos podem não ser tão influenciados pelo uso da terra. Outro exemplo disso é que para os indicadores de Q95 e BFI nenhuma porcentagem de cobertura florestal apresentou diferença estatística entre os cenários. No entanto, este baixo efeito nos indicadores hidrológicos não significa que a mudança do uso da terra não forneça outros tipos de serviços ecossistêmicos, como sequestro de carbono, habitat natural, entre outros, que embora importantes não estejam relacionados à disponibilidade hídrica (Brauman et al., 2015).

Existem ainda estudos que relacionam não apenas a composição florestal como influência nos serviços hidrológicos, mas também a configuração desta floresta na paisagem intervindo nos processos hidrológicos (Abdelnour et al., 2011). A ação da cobertura florestal sobre os processos hidrológicos parece ser maior nos locais próximos aos rios, mas esta importância está mais relacionada à qualidade da água (Salemi et al., 2012). No entanto, neste estudo foi priorizada a aleatorização da cobertura florestal, uma vez que a proporção florestal parece ter um efeito maior nos serviços hidrológicos (Qiu e Turner, 2015).

Diante deste contexto, a cobertura florestal na bacia hidrográfica, ainda que esteja inversamente relacionada ao deflúvio e ao Q95, é fonte de diversos outros serviços

ecossistêmicos. Devido a esta característica, a restauração da cobertura florestal vem sendo ainda inserida nas discussões de pagamento por serviços ecossistêmicos relacionados à água (Salzman et al., 2018), principalmente em virtude do aumento de incentivos para a restauração florestal como forma de melhoria dos serviços hidrológicos (Filoso et al., 2017; Perkins et al., 2012). No entanto, como discutido anteriormente, os benefícios oriundos da cobertura florestal no que tange os serviços hidrológicos dependem não apenas do aumento desta cobertura, mas também da restauração dos processos hidrológicos, como, por exemplo, a condutividade hidráulica do solo, a porosidade do mesmo, entre outros (Krishnaswamy et al., 2013; Roa-García et al., 2011).

Pode-se resumir da seguinte forma: bacias hidrográficas com solos bem conservados e que mantenham os processos hidrológicos chave funcionando possuem maior capacidade de ofertar benefícios relacionados aos serviços hidrológicos do que aquelas com solos degradados, seja devido aos cultivos agrícolas intensivos, à compactação do solo ou ao não uso de boas práticas agrícolas.

3.4.2. Efeito do incremento de cobertura florestal nos serviços de proteção

As simulações realizadas mostraram aumento do serviço de mitigação das cheias com o incremento da cobertura florestal, contudo, este aumento do serviço ocorreu apenas para o indicador Q5, o qual apresentou relação negativa com o aumento da floresta na bacia hidrográfica (R^2 de 0,97). Em Brogna et al. (2017) os autores também encontraram relação inversa entre o indicador de vazões máximas e a cobertura florestal, porém a relação, embora significativa, foi menor (R^2 de 0,59). Estes resultados demonstram que existe aumento do serviço de proteção relacionado ao também aumento da cobertura florestal na escala da bacia hidrográfica (Krishnaswamy et al., 2012). A diminuição da magnitude dos eventos de máxima relacionada ao aumento da cobertura florestal também foi observada na síntese de Filoso et al. (2017), sendo este um dos serviços mais consolidados na literatura em relação à cobertura florestal (Buttle, 2011; Calder, 2007).

A segunda hipótese, de que existe um limiar de aumento na cobertura florestal a partir do qual ocorreria aumento do serviço de proteção, também pode ser aceita. O aumento da cobertura florestal influenciou positivamente o serviço de proteção a partir de 50% de ocupação desta cobertura na bacia hidrográfica. A diferença estatística do limiar ocorreu apenas para um indicador testado, neste caso o Q5.

O limiar de 50%, como já comentado, é diferente daquele obtido em literatura por Hewlett e Hibbert (1967) e Sahin e Hall (1996), o que pode ser explicado pela diferença de escala

(dinâmica dos processos diferentes entre microbacias e bacias hidrográficas) (Huff et al., 2000) e mudança de métodos de obtenção dos dados, uma vez que no caso deste estudo utilizou-se modelagem hidrológica e no caso dos autores os dados foram coletados em microbacias hidrográficas experimentais.

Neste estudo, o indicador Q5 teve diminuição de até 38% quando a cobertura florestal foi simulada em 100 % da área. No estudo de Buttle (2011) os autores também encontraram tendência de queda nos valores máximos de deflúvio ao longo do reflorestamento de uma bacia hidrográfica. Outros estudos os autores relacionaram o aumento do pico de deflúvio com a diminuição da cobertura florestal, encontrando aumentos significativos quando a floresta foi removida (Jones, 2000; Jones e Grant, 1996). Estes resultados também sugerem que a cobertura florestal pode prover benefícios indiretos por meio do controle do escoamento direto e diminuição dos processos erosivos, refletindo na qualidade de água que estas florestas podem ofertar (Gageler et al., 2014).

A tendência de diminuição do indicador Q5 está diretamente relacionada ao aumento da taxa de interceptação, uma vez que a diminuição da quantidade de água que chega ao solo também influencia na redução do processo de escoamento superficial (Salemi et al., 2013). Nas simulações realizadas, o processo de interceptação apresentou, como esperado, aumento no volume de água retida pelas copas, sendo este o processo que mais se modificou com o incremento de cobertura florestal.

Diferentemente do indicador Q5, o aumento da cobertura florestal resultou em uma relação positiva com o IF, o que não indica um aumento do serviço de proteção neste caso. Este resultado é diferente do encontrado em Brogna et al. (2017), no qual os autores detectaram relação negativa entre o IF e a cobertura florestal, atribuindo a este fato um papel positivo das florestas no serviço de proteção. Possivelmente, esta diferença entre os resultados pode ser explicada pelos baixos valores de Q95 (Jordan et al., 2005), ou seja, a diminuição do valor de Q95 (56%) é maior do que do indicador Q5 (38%). Nestes casos, a relação entre estes dois indicadores resultará em altos valores de IF, como os resultados apresentados neste estudo.

O IF representa relação de magnitude entre as vazões máximas (Q5) e as vazões mínimas (Q95) e pode ser, portanto, utilizado para comparar a resposta de bacias hidrográficas ao escoamento superficial: bacias com valores altos de IF têm resposta durante os eventos de chuva predominantemente de escoamento superficial (Jordan et al., 2005). A relação Q5:Q95 utilizado no cálculo do IF está sujeita a distorções decorrentes de mudanças na forma e distribuição da curva de permanência da vazão (Richards, 1989), e por isso pode representar a variação do deflúvio, pois relaciona mínimas e máximas. Os altos valores de IF encontrados representam

curvas de permanência mais inclinadas, menor estabilidade e maior variação entre os extremos destas curvas, podendo ser classificadas como curvas com velocidade alta de deflúvio (Ochoa-Tocachi et al., 2016).

O efeito da escala (bacia hidrográfica e sub-bacias) foi maior no IF, sendo que este indicador teve valores maiores nas sub-bacias. Tal fato já era esperado uma vez que as respostas hidrológicas em pequenas bacias hidrográficas podem ser mais variáveis do que em bacias hidrográficas grandes (Pilgrim et al., 1982; Zhang et al., 2017), principalmente em relação aos picos de deflúvio (Jones e Grant, 1996; Kalantari et al., 2014). Embora os valores absolutos tenham sido maiores nas sub-bacias, o efeito da cobertura florestal foi positivo nas sub-bacias, ou seja, ocorreu diminuição de 11% nos valores de IF com o aumento de 100% da cobertura florestal, como obtido em Brogna et al. (2017). A tendência de diminuição deste indicador com o aumento da cobertura florestal na escala da sub-bacia era esperada, visto que a cobertura florestal pode exercer mais influência em áreas menores (Kalantari et al., 2014).

No entanto, o Q5 não apresentou diferença visual na análise das duas escalas e obteve diferenças relativas semelhantes entre os cenários nas duas escalas (38% e 33% para a bacia hidrográfica e as sub-bacias, respectivamente), o que não caracteriza a dinâmica já observada em áreas menores, onde o efeito esperado da cobertura florestal nas sub-bacias foi maior (Bruijnzeel, 2004), assim como a atenuação deste efeito na escala da bacia hidrográfica (Zhang et al., 2017).

Devido a diminuição do indicador Q5 à medida que se aumentou a cobertura florestal é possível considerar que existe um efeito positivo no serviço hidrológico de proteção e mitigação ofertado pelas florestas de acordo com a hipótese testada.

3.4.3. Cobertura florestal e serviços hidrológicos

Ao analisar as diferenças estatísticas no deflúvio anual entre cenários em relação a 0% de cobertura florestal, identificou-se diferenças significativas a partir do cenário com mais de 60% de cobertura florestal. Em outras palavras, a diminuição do deflúvio anual não é estatisticamente diferente entre os cenários de 0% até 50% de cobertura florestal, podendo este ser considerado um limiar de cobertura florestal na bacia hidrográfica que não causaria diminuição do serviço de disponibilidade hídrica ao considerar apenas o indicador de deflúvio. Este percentual de cobertura estaria dentro do indicado na literatura como estratégia de conservação da biodiversidade, a qual considera variação entre 30% (Andrén, 1994; Banks-Leite et al., 2014) e 60% (Fahrig, 2002; Rigueira et al., 2013) de floresta na paisagem como valor chave na diminuição da perda de habitat e biodiversidade.

Outro ponto a ser destacado é que a partir do cenário de 60% de cobertura florestal a diminuição da entrada de água no solo começa a afetar negativamente a recarga do lençol freático, ou seja, a partir deste percentual a quantidade de água que chega como recarga é menor do que o cenário de 0% de cobertura florestal, sendo que antes deste percentual os valores eram maiores. Sugerindo que para a recarga do lençol freático a manutenção de cobertura florestal inferior a 60% da área da bacia hidrográfica seria mais apropriada.

Os resultados apresentados aqui mostraram também que a diminuição nos valores dos picos de deflúvio precisam de, no mínimo, 60% de cobertura florestal para que o serviço de proteção seja estatisticamente igual ao cenário de cobertura florestal total. Contudo, este fato não indica que valores de cobertura florestal abaixo de 60% possam causar impactos negativos no serviço em questão, pois os resultados demonstram ainda que a partir de 50% de cobertura florestal os valores de Q5 passam a ser estatisticamente diferentes do cenário com 0% de cobertura florestal. No estudo de Qiu e Turner (2015), os autores sugerem que abaixo de 60% de cobertura agrícola na paisagem é possível manter os serviços hidrológicos de qualidade da água.

Diante destes resultados, é possível presumir que a cobertura florestal exerça um papel na proteção do solo e na manutenção da qualidade dos recursos hídricos (Bruijnzeel, 2004; Calder, 2007), enquanto que o restante da área destinada à cobertura agrícola exerça um papel mais direto sobre a quantidade de água disponível no rio (Zimmermann et al., 2006), dado que as áreas agrícolas podem oferecer serviços hidrológicos quando bem manejadas (Coyle et al., 2016; Harvey et al., 2014), assim como podem causar impactos negativos nos serviços quando degradadas e mal manejadas (Müller et al., 2004). A manutenção do serviço de disponibilidade hídrica parece estar mais relacionada com a qualidade do solo e a influência da cobertura da terra do que com o percentual de cobertura florestal na bacia hidrográfica. Com base nos resultados deste estudo, espera-se que a manutenção de pelo menos 50% de cobertura florestal possa exercer efeito positivo no serviço de proteção ao mesmo tempo que não compromete o serviço de disponibilidade hídrica.

A alta variabilidade de todos os indicadores entre as sub-bacias, como visualizado nas Figuras 6 e 8, pode ser relacionada a uma diferença entre essas sub-bacias quanto as suas características físicas, como solo, profundidade do lençol freático, topografia, entre outros, como já indicado no trabalho de Hewlett e Hibbert (1967) e na discussão de Troch et al. (2009), nos quais os autores atribuem a outros aspectos, além da cobertura florestal, as diferentes respostas das microbacias. Como consequência, outros estudos não conseguiram encontrar relação entre mudanças no uso da terra e efeitos nos processos hidrológicos (Beck et al., 2013), sendo, portanto, necessário considerar a heterogeneidade da bacia hidrográfica para entender os processos que

nela ocorrem e suas consequências (McDonnell et al., 2007). Desta forma, a restauração florestal deverá, para os serviços hidrológicos, considerar a variabilidade dos efeitos da mudança de uso da terra nos processos, os quais serão diferentes para cada bacia hidrográfica.

3.4.4. Limitações da metodologia

Conforme já mencionado na discussão a simulação do incremento de cobertura florestal não incluiu melhoria nos parâmetros relacionados ao solo, ou seja, nem a cobertura florestal nem a cobertura agrícola estariam influenciando os parâmetros hídricos do solo. No entanto, a interação entre cobertura da terra e as propriedades do solo é conhecida (Cherubin et al., 2016; Gageler et al., 2014; Strudley et al., 2008). A simulação dos cenários sem considerar o efeito da cobertura no solo foi adotada devido aos dados coletados em campo não apresentarem distribuição espacial suficiente para relacionar as propriedades do solo com o uso da terra. Esta falta de interação entre solo e uso da terra pode ter influenciado os resultados, principalmente na quantidade de água que poderia infiltrar no solo e percolar em profundidade pela bacia hidrográfica, influenciando os valores de deflúvio, as vazões mínimas e o fluxo base (Ilstedt et al., 2007).

A melhoria das propriedades do solo depende de fatores como tempo, capacidade de resiliência e histórico de uso da terra (Bonell et al., 2010; Magnuszewski et al., 2015; Newton e Cantarello, 2015), no entanto, o efeito da cobertura florestal influenciando ou acelerando a restauração das propriedades do solo ainda vem sendo discutido (Filoso et al., 2017; Harden, 2000), e informações adicionais ainda precisam ser obtidas, principalmente, em regiões tropicais, que normalmente são mais susceptíveis à degradação (Bonell et al., 2010).

3.5. CONCLUSÕES

As duas hipóteses testadas foram aceitas, uma vez que foi possível detectar estatisticamente um limiar de aumento da cobertura florestal no qual mudanças nesta cobertura em uma escala de bacia hidrográfica na região tropical modificaram os serviços hidrológicos de disponibilidade hídrica e proteção. O limiar de 50% de cobertura florestal garantiu valores de disponibilidade hídrica iguais aos cenários com menor cobertura, não influenciando, portanto, negativamente o deflúvio anual. Os resultados também mostraram que acima de 50% de cobertura florestal na bacia hidrográfica os valores dos picos de deflúvio são estatisticamente diferentes do cenário sem cobertura florestal.

Os resultados deste estudo evidenciaram a influência da proporção florestal em uma paisagem agrícola na região tropical em relação à oferta dos serviços hidrológicos. Pode-se concluir que a cobertura florestal teve maior efeito na oferta do serviço de proteção dos recursos hídricos, principalmente por meio da diminuição dos picos de máximo deflúvio. Por outro lado, o serviço de disponibilidade hídrica apresentou redução dos valores quando ocorreu o aumento da cobertura florestal, principalmente, em relação aos indicadores de deflúvio e deflúvio mínimo. O principal processo responsável por esta diminuição é a evapotranspiração, sendo o componente interceptação o que mais se modificou entre os cenários.

Para que a restauração da cobertura florestal nas bacias hidrográficas predominantemente agrícolas possa influenciar na quantidade de água disponível é necessário que processos chaves relacionados ao solo sejam alterados pelas florestas. Sem esta alteração a interceptação da água pelas copas e a transpiração das árvores irão prevalecer como processos que reduzem a disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica.

Referências

- Abbott, M., Bathurst, J., Cunge, J., O'Connell, P., Rasmussen, J., 1986a. An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.* 87, 61–77. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90115-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90115-0)
- Abbott, M., Bathurst, J., Cunge, J., O'Connell, P., Rasmussen, J., 1986b. An introduction to the European Hydrological System—Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling. *J. Hydrol.* 87, 45–59.
- Abdelnour, A., Stieglitz, M., Pan, F., McKane, R., 2011. Catchment hydrological responses to forest harvest amount and spatial pattern. *Water Resour. Res.* 47, 1–18. <https://doi.org/10.1029/2010WR010165>
- Agnew, L.J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V.B., Lembo, A.J., Steenhuis, T.S., Walter, M.T., 2006. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *J. Environ. Manage.* 78, 63–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.021>
- Al Khudhairy, D., Thompson, Gavin, H., Hamm, N., 1999. Hydrological modelling of a drained grazing marsh under agricultural land use and the simulation of restoration management scenarios. *Hydrol. Sci. J.* 44, 943–971. <https://doi.org/10.1080/02626669909492291>
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. *FAO Irrigation and Drainage Paper No.56*. FAO, Rome.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

- Alves-Pinto, H.N., Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., Barros, F.S.M., Sansevero, J.B.B., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Lemgruber, L., Rangel, M.C., Silva, A.C.P., 2017. Reconciling rural development and ecological restoration: Strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. *Land use policy* 60, 419–426. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.004>
- Andersen, J., Refsgaard, J.C., Jensen, K.H., 2001. Distributed hydrological modelling of the Senegal River Basin - Model construction and validation. *J. Hydrol.* 247, 200–214. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00384-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00384-5)
- Andréassian, V., 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *J. Hydrol.* 291, 1–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.015>
- Andrén, H., 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71, 355. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Arnold, J., Srinivasan, R., Muttiah, R., Williams, J., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 34, 73–89.
- Band, L.E., Hwang, T., Hales, T.C., Vose, J., Ford, C., 2012. Ecosystem processes at the watershed scale: Mapping and modeling ecohydrological controls of landslides. *Geomorphology* 137, 159–167. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.06.025>
- Band, L.E., Patterson, P., Nemani, R., Running, S.W., 1993. Forest ecosystem processes at the watershed scale: incorporating hillslope hydrology. *Agric. For. Meteorol.* 63, 93–126. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(93\)90024-C](https://doi.org/10.1016/0168-1923(93)90024-C)
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscagin, R.T., Condez, T.H., Dixo, M., Igari, A.T., Martensen, A.C., Metzger, J.P., 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* (80-.). 345, 1041–1045. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>
- Battie Laclau, P., Laclau, J.P., 2009. Growth of the whole root system for a plant crop of sugarcane under rainfed and irrigated environments in Brazil. *F. Crop. Res.* 114, 351–360. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.09.004>
- Beck, H.E., Bruijnzeel, L.A., van Dijk, A.I.J.M., McVicar, T.R., Scatena, F.N., Schellekens, J., 2013. The impact of forest regeneration on streamflow in 12 mesoscale humid tropical catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 2613–2635. <https://doi.org/10.5194/hess-17-2613-2013>
- Beskow, S., de Mello, C.R., Norton, L.D., 2011. Development , sensitivity and uncertainty analysis of LASH model. *Sci. Agric.* 68, 265–274.
- Beskow, S., Norton, L.D., Mello, C.R., 2013a. Hydrological Prediction in a Tropical Watershed Dominated by Oxisols Using a Distributed Hydrological Model. *Water Resour. Manag.* 27, 341–363. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0189-8>

- Beskow, S., Norton, L.D., Mello, C.R., 2013b. Hydrological Prediction in a Tropical Watershed Dominated by Oxisols Using a Distributed Hydrological Model. *Water Resour. Manag.* 27, 341–363. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0189-8>
- Birkel, C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., 2012a. Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical rainforest headwater catchment. *Hydrol. Sci. Journal- Journal Des Sci. Hydrol.* 57, 1543–1561. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.728707>
- Birkel, C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., 2012b. Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical rainforest headwater catchment. *Hydrol. Sci. J.* 57, 1543–1561. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.728707>
- Blöschl, G., Ardoïn-Bardin, S., Bonell, M., Dörninger, M., Goodrich, D., Gutknecht, D., Matamoros, D., Merz, B., Shand, P., Szolgay, J., 2007. At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? *Hydrol. Process.* 21, 1241–1247. <https://doi.org/10.1002/hyp.6669>
- Bonell, M., Purandara, B.K., Venkatesh, B., Krishnaswamy, J., Acharya, H.A.K., Singh, U. V., Jayakumar, R., Chappell, N., 2010. The impact of forest use and reforestation on soil hydraulic conductivity in the Western Ghats of India: Implications for surface and sub-surface hydrology. *J. Hydrol.* 391, 47–62. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.004>
- Boongaling, C.G.K., Faustino-Eslava, D. V., Lansigan, F.P., 2018. Modeling land use change impacts on hydrology and the use of landscape metrics as tools for watershed management: The case of an ungauged catchment in the Philippines. *Land use policy* 72, 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.042>
- Booth, E.G., Zipper, S.C., Loheide, S.P., Kucharik, C.J., 2016. Is groundwater recharge always serving us well? Water supply provisioning, crop production, and flood attenuation in conflict in Wisconsin, USA. *Ecosyst. Serv.* 21, 153–165. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.08.007>
- Bosch, J., Hewlett, J., 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.* 55, 3–23.
- Boyero, L., Ramírez, A., Dudgeon, D., Pearson, R.G., 2009. Are tropical streams really different? *J. North Am. Benthol. Soc.* 28, 397–403. <https://doi.org/10.1899/08-146.1>
- Boyle, D.P., Gupta, H. V., Sorooshian, S., 2000. Toward improved calibration of hydrologic models: Combining the strengths of manual and automatic methods. *Water Resour. Res.* 36, 3663–3674. <https://doi.org/10.1029/2000WR900207>
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 1–32. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>
- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2015. Impacts of Land-Use Change on Groundwater Supply: Ecosystem Services Assessment in Kona, Hawaii. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 141. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000495](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000495)

- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2012. Land cover effects on groundwater recharge in the tropics: Ecohydrologic mechanisms. *Ecohydrology* 5, 435–444. <https://doi.org/10.1002/eco.236>
- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2010. Forest structure influences on rainfall partitioning and cloud interception: A comparison of native forest sites in Kona, Hawai'i. *Agric. For. Meteorol.* 150, 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.011>
- Brito, A. dos S., Libardi, P.L., Ghiberto, P.J., 2009. Componentes do balanço de água no solo com cana-de-açúcar, com e sem adubação nitrogenada. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 33, 295–303. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.1974.tb00606.x>
- Brognia, D., Dufrêne, M., Michez, A., Latli, A., Jacobs, S., Vincke, C., Dendoncker, N., 2018. Forest cover correlates with good biological water quality. Insights from a regional study (Wallonia, Belgium). *J. Environ. Manage.* 211, 9–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.017>
- Brognia, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., Dendoncker, N., 2017. How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecol. Indic.* 72, 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>
- Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W., Vertessy, R.A., 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *J. Hydrol.* 310, 28–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>
- Bruijnzeel, L., 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 185–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>
- Bruijnzeel, L., 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review., ... effects of conversion: a state of knowledge review. UNESCO, Amsterdam, Netherlands.
- Buttle, J.M., 2011. Streamflow response to headwater reforestation in the Ganaraska River basin, southern Ontario, Canada. *Hydrol. Process.* 25, 3030–3041. <https://doi.org/10.1002/hyp.8061>
- Buttle, J.M., 2002. Rethinking the donut: the case for hydrologically relevant buffer zones. *Hydrol. Process.* 16, 3093–3096. <https://doi.org/10.1002/hyp.5066>
- Cabral, O.M.R., Rocha, H.R., Gash, J.H., Ligo, M.A.V., Tatsch, J.D., Freitas, H.C., Brasilio, E., 2012. Water use in a sugarcane plantation. *Glob. Chang. Biol. Bioenergy* 4, 555–565. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01155.x>
- Cadol, D., Kampf, S., Wohl, E., 2012. Effects of evapotranspiration on baseflow in a tropical headwater catchment. *J. Hydrol.* 462–463, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.060>
- Calder, I., 1998. Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiol.* 18, 625–631.

- Calder, I.R., 2007. Forests and water-Ensuring forest benefits outweigh water costs. *For. Ecol. Manage.* 251, 110–120. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.015>
- Calder, I.R., 2002. Forests and Hydrological Services : Reconciling public and science perceptions. *L. Use Water Resour. Res.* 2, 1–12.
- Canadell, J., Jackson, R., Ehleringer, J., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.-D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108, 583–595. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>
- Carvalho-Santos, C., Honrado, J.P., Hein, L., 2014. Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. *Ecol. Complex.* 20, 69–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.09.001>
- Chalkidis, I., Seferlis, M., Sakellariou-Makrantonaki, M., 2016. Evaluation of the environmental impact of an irrigation network in a Ramsar area of the Greek part of the Strymonas River basin using a coupled MIKE SHE/MIKE 11 modelling system. *Glob. Nest J.* 18, 56–66.
- Chandler, D.G., 2006. Reversibility of forest conversion impacts on water budgets in tropical karst terrain. *For. Ecol. Manage.* 224, 95–103. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.010>
- Cherubin, M.R., Karlen, D.L., Franco, A.L.C., Tormena, C.A., Cerri, C.E.P., Davies, C.A., Cerri, C.C., 2016. Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma* 267, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.004>
- Chiew, F.H.S., McMahon, T.A., 1993. Assessing the adequacy of catchment streamflow yield estimates. *Aust. J. Soil Res.* 31, 665–680. <https://doi.org/10.1071/SR9930665>
- Chow, V. te, 1959. *Open-channel hydraulics*.
- Costanza, R., 1998. The value of ecosystem services. *Ecol. Econ.* 25, 1–2. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00007-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00007-X)
- Coyle, C., Creamer, R.E., Schulte, R.P.O., O'Sullivan, L., Jordan, P., 2016. A Functional Land Management conceptual framework under soil drainage and land use scenarios. *Environ. Sci. Policy* 56, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.012>
- Daggupati, P., Pai, N., Ale, S., Zeckoski, R.W., Jeong, J., Parajuli, P.B., Saraswat, D., Youssef, M.A., 2015. A Recommended Calibration and Validation Strategy for Hydrologic and Water Quality Models. *Trans. ASABE* 58, 1705–1719. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10712>
- Dai, Z., Li, C., Trettin, C., Sun, G., Amatya, D., Li, H., 2010. Bi-criteria evaluation of the MIKE SHE model for a forested watershed on the South Carolina coastal plain. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 1033–1046. <https://doi.org/10.5194/hess-14-1033-2010>
- Daniels, A.E., Bagstad, K., Esposito, V., Moulaert, A., Rodriguez, C.M., 2010. Understanding the impacts of Costa Rica's PES: Are we asking the right questions? *Ecol. Econ.* 69, 2116–2126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.011>

- Daws, M.I., Mullins, C.E., Burslem, D.F.R.P., Paton, S.R., Dalling, J.W., 2002. Topographic position affects the water regime in a semideciduous tropical forest in Panamá. *Plant Soil* 238, 79–90. <https://doi.org/10.1023/A:1014289930621>
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Dean, J.F., Webb, J.A., Jacobsen, G.E., Chisari, R., Dresel, P.E., 2015. A groundwater recharge perspective on locating tree plantations within low-rainfall catchments to limit water resource losses. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 1107–1123. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1107-2015>
- DeFries, R., Eshleman, K.N., 2004. Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. *Hydrol. Process.* 18, 2183–2186. <https://doi.org/10.1002/hyp.5584>
- DHI, 2016a. Mike SHE - Volume 1: User Guide. Hørsholm, Denmark.
- DHI, 2016b. Mike SHE - Volume 2: Reference Guide. Hørsholm, Denmark.
- DHI, 2016c. Mike 11 - Reference Manual (No. 2016). Hørsholm, Denmark.
- DHI, 2016d. Mike 11 - User Guide. Hørsholm, Denmark.
- Dias, L.C.P., Macedo, M.N., Costa, M.H., Coe, M.T., Neill, C., 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 4, 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>
- Doummar, J., Sauter, M., Geyer, T., 2012. Simulation of flow processes in a large scale karst system with an integrated catchment model (Mike She) - Identification of relevant parameters influencing spring discharge. *J. Hydrol.* 426–427, 112–123. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.021>
- Dourado-Neto, D., Nielsen, D.R., Hopmans, W., Reichardt, K., Oliveira, O., 2000. Software to model soil water retention curves (SWRC , version Nota. *Sci. Agric.* 57, 4–7. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162000000100031>
- Du, E., Link, T.E., Wei, L., Marshall, J.D., 2016. Evaluating hydrologic effects of spatial and temporal patterns of forest canopy change using numerical modelling. *Hydrol. Process.* 30, 217–231. <https://doi.org/10.1002/hyp.10591>
- Dubus, I.G., Brown, C.D., 2002. Sensitivity and First-Step Uncertainty Analyses for the Preferential Flow Model MACRO. *J. Environ. Qual.* 31, 227. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.2270>
- Duku, C., Rathjens, H., Zwart, S.J., Hein, L., 2015. Towards ecosystem accounting: A comprehensive approach to modelling multiple hydrological ecosystem services. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 4377–4396. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4377-2015>

- Dunne, T., 1979. Sediment yield and land use in tropical catchments. *J. Hydrol.* 42, 281–300. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(79\)90052-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(79)90052-0)
- Elsenbeer, H., 2001. Hydrologic flowpaths in tropical rainforest soilscares-A review. *Hydrol. Process.* 15, 1751–1759. <https://doi.org/10.1002/hyp.237>
- Engel, B., Storm, D., White, M., Arnold, J., Arabi, M., 2007. A hydrologic/water quality model application protocol. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 1223–1226. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00105.x>
- Fahrig, L., 2002. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold : A Synthesis Lenore. *Ecol. Appl.* 12, 346–353. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0346:EOHFOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0346:EOHFOT]2.0.CO;2)
- Fahrig, L., Nutton, W.K., 2005. Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments, in: Lovett, G.M., Turner, M.G., Jones, C.G., Weathers, K.C. (Eds.), *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. Springer New York, New York, NY, pp. 95–118. https://doi.org/10.1007/0-387-24091-8_6
- Farley, J., Costanza, R., 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecol. Econ.* 69, 2060–2068. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010>
- Farley, K.A., Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Glob. Chang. Biol.* 11, 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Feitosa, A.C., Manoel Filho, J., Feitosa, E.C., Ddemétrio, J.G.A., 2008. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*, 3ª Ed. ed. CPRM: LABHID, Rio de Janeiro.
- Fernandes, R.P., Williams, R., Salemi, L.F., Morgan, T., Andrade, B. De, Moraes, J.M. De, Van, A.I.J.M., Martinelli, L.A., 2017. The influence of sugarcane crop development on rainfall interception losses. *J. Hydrol.* <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.027>
- Ferraz, S.F.B., Ferraz, K.M.P.M.B., Cassiano, C.C., Brancalion, P.H.S., da Luz, D.T.A., Azevedo, T.N., Tambosi, L.R., Metzger, J.P., 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landsc. Ecol.* 29, 187–200. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>
- Feyen, L., Vázquez, R., Christiaens, K., Sels, O., Feyen, J., 2000. Application of a distributed physically-based hydrological model to a medium size catchment. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 4, 47–63.
- Filoso, S., Bezerra, M.O., Weiss, K.C.B., Filoso, S., Palmer, M.A., 2017. Impacts of forest restoration on water yield : A systematic review. *PLoS One* 12, 1–26. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>
- Fischer, J., Abson, D.J., Butsic, V., Chappell, M.J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H.G., von Wehrden, H., 2014. Land sparing versus land sharing: Moving forward. *Conserv. Lett.* 7, 149–157. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>

- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.E. a, Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J., Prentice, C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570–4. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Engle-wood Cliffs, NJ.
- Fujieda, M., Kudoh, T., Cicco, V. De, Calvarcho, J. de, 1997. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. *J. Hydrol.* 196, 26–46.
- Gageler, R., Bonner, M., Kirchhof, G., Amos, M., Robinson, N., Schmidt, S., Shoo, L.P., 2014. Early response of soil properties and function to riparian rainforest restoration. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104198>
- Gao, Q., Yu, M., 2017. Reforestation-induced changes of landscape composition and configuration modulate freshwater supply and flooding risk of tropical watersheds. *PLoS One* 12, 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181315>
- Gergel, S.E., 2005. Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading? *Landsc. Ecol.* 20, 177–189. <https://doi.org/10.1007/s10980-004-2263-y>
- Geroy, I.J., Gribb, M.M., Marshall, H.P., Chandler, D.G., Benner, S.G., McNamara, J.P., 2011. Aspect influences on soil water retention and storage. *Hydrol. Process.* 25, 3836–3842. <https://doi.org/10.1002/hyp.8281>
- Ghiberto, P.J., Libardi, P.L., Brito, A.S., Trivelin, P.C.O., 2011. Components of the water balance in soil with sugarcane crops. *Agric. Water Manag.* 102, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.09.010>
- Ghimire, C.P., Bruijnzeel, L.A., Lubczynski, M.W., Bonell, M., 2014. Negative trade-off between changes in vegetation water use and infiltration recovery after reforesting degraded pasture land in the Nepalese Lesser Himalaya. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 4933–4949. <https://doi.org/10.5194/hess-18-4933-2014>
- Ghimire, C.P., Bruijnzeel, L.A., Lubczynski, M.W., Bonell, M., 2012. Rainfall interception by natural and planted forests in the Middle Mountains of Central Nepal. *J. Hydrol.* 475, 270–280. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.051>
- Grayson, R.B., Argent, R.M., Nathan, R.J., McMahon, T.A., Mein, R.G., 1996. *Hydrological recipes: estimation techniques in Asutralian hydrology*. Cooperative Research Center for Hydrology.
- Green, R.E., 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* (80-.). 307, 550–555. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Gücker, B., BoËchat, I.G., Giani, A., 2009. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshw. Biol.* 54, 2069–2085. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02069.x>

- Gupta, H.V., Sorooshian, S., Yapo, P.O., 1998. Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resour. Res.* 34, 751. <https://doi.org/10.1029/97WR03495>
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Guswa, A., Brauman, K., Brown, C., Hamel, P., Keeler, B., Sayre, S.S., 2014. Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making. *Water Resour. Res.* 1–10. <https://doi.org/10.1002/2014WR015497>.Received
- Guzha, A.C., Rufino, M.C., Okoth, S., Jacobs, S., Nóbrega, R.L.B., 2018. Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 15, 49–67. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosyst. Ecol. a new Synth.* 1, 110–139.
- Hansen, J.R., Refsgaard, J.C., Hansen, S., Ernstsens, V., 2007. Problems with heterogeneity in physically based agricultural catchment models. *J. Hydrol.* 342, 1–16. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.04.016>
- Harden, C.P., 2000. Rainfall Response of Degraded Soil Following Reforestation in the Copper Basin, Tennessee, USA. *Environ. Manage.* 26, 163–174. <https://doi.org/10.1007/s002670010079>
- Harden, C.P., Mathews, L., 2000. Rainfall response of degraded soil following reforestation in the Copper Basin, Tennessee, USA. *Environ. Manage.* 26, 163–174. <https://doi.org/10.1007/s002670010079>
- Harvey, C.A., Chacón, M., Donatti, C.I., Garen, E., Hannah, L., Andrade, A., Bede, L., Brown, D., Calle, A., Char??, J., Clement, C., Gray, E., Hoang, M.H., Minang, P., Rodríguez, A.M., Seeberg-Elverfeldt, C., Semroc, B., Shames, S., Smukler, S., Somarriba, E., Torquebiau, E., van Etten, J., Wollenberg, E., 2014. Climate-Smart Landscapes: Opportunities and Challenges for Integrating Adaptation and Mitigation in Tropical Agriculture. *Conserv. Lett.* 7, 77–90. <https://doi.org/10.1111/conl.12066>
- Hawthorne, S., Miniati, C.F., 2018. Topography may mitigate drought effects on vegetation along a hillslope gradient. *Ecohydrology* 11. <https://doi.org/10.1002/eco.1825>
- Henriksen, H.J., Troldborg, L., Nyegaard, P., Sonnenborg, T.O., Refsgaard, J.C., Madsen, B., 2003. Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. *J. Hydrol.* 280, 52–71. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00186-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00186-0)
- Hewlett, J., Hibbert, A., 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. *For. Hydrol.* 1, 275–290.
- Hibbert, A., 1967. Forest treatment effects on water yield, in: *Proceedings of International Symposium on Forest Hydrology*. Pergamon Press, Nova York, pp. 527–543.

- House, A.R., Thompson, J.R., Roberts, C., de Smeth, K., Old, G., Acreman, M.C., 2017. Projecting impacts of climate change on habitat availability in a macrophyte dominated Chalk River. *Ecohydrology* 10, 1–13. <https://doi.org/10.1002/eco.1823>
- Huff, D.D., Hargrove, B., Tharp, M.L., Graham, R., 2000. Managing Forests for Water Yield: The Importance of Scale. *J. For.* 98, 15–19.
- Ilstedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E., Murdiyarso, D., 2007. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 251, 45–51. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.014>
- Jaber, F.H., Shukla, S., 2012. Mike She: Model Use, Calibration, and Validation. *Trans. Asabe* 55, 1479–1489.
- Jaber, F.H., Shukla, S., 2005. Hydrodynamic modeling approaches for agricultural storm water impoundments. *J. Irrig. Drain. Eng.* 131, 307–315. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9437\(2005\)131:4\(307\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(2005)131:4(307))
- Jardim, M.H., Bursztyn, M.A., 2015. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Eng. Sanit. e Ambient.* 20, 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>
- Jayatilaka, C.J., Storm, B., Mudgway, L.B., 1998. Simulation of water flow on irrigation bay scale with MIKE-SHE. *J. Hydrol.* 208, 108–130. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00151-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00151-6)
- Jones, J.A., 2000. Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 36, 2621–2642. <https://doi.org/10.1029/2000WR900105>
- Jones, J.A., 2000. Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 36, 2621–2642. <https://doi.org/10.1029/2000WR900105>
- Jones, J.A., Grant, G.E., 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 32, 959–974. <https://doi.org/10.1029/95WR03493>
- Jones, K.B., Zurlini, G., Kienast, F., Petrosillo, I., Edwards, T., Wade, T.G., Li, B. lian, Zaccarelli, N., 2013. Informing landscape planning and design for sustaining ecosystem services from existing spatial patterns and knowledge. *Landsc. Ecol.* 28, 1175–1192. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9794-4>
- Jónsson, J.Ö.G., Davíðsdóttir, B., 2016. Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agric. Syst.* 145, 24–38. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.010>
- Jordan, P., Menary, W., Daly, K., Kiely, G., Morgan, G., Byrne, P., Moles, R., 2005. Patterns and processes of phosphorus transfer from Irish grassland soils to rivers - Integration of laboratory and catchment studies. *J. Hydrol.* 304, 20–34. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.021>

- Kalantari, Z., Lyon, S.W., Folkesson, L., French, H.K., Stolte, J., Jansson, P.-E., Sassner, M., 2014. Quantifying the hydrological impact of simulated changes in land use on peak discharge in a small catchment. *Sci. Total Environ.* 466-467, 741–54. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.047>
- Kienzler, P.M., Naef, F., 2008. Subsurface storm flow formation at different hillslopes and implications for the “old water paradox.” *Hydrol. Process.* 22, 104–116. <https://doi.org/10.1002/hyp.6687>
- Kim, J.H., Jackson, R.B., 2012. A Global Analysis of Groundwater Recharge for Vegetation, Climate, and Soils. *Vadose Zo. J.* 11, 0. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0021RA>
- Klemes, V., 1986. Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrol. Sci. J.* 31, 13–24. <https://doi.org/10.1080/02626668609491024>
- Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M., 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *J. Hydrol.* 424-425, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol. Lett.* 8, 468–79. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x>
- Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B.K., Lele, S., Kiran, M.C., Reddy, V., Badiger, S., Rakesh, K.N., 2012. The rain-runoff response of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation in the Western Ghats of India. *J. Hydrol.* 472, 216–237. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.016>
- Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B.K., Rakesh, K.N., Lele, S., Kiran, M.C., Reddy, V., Badiger, S., 2013. The groundwater recharge response and hydrologic services of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation: Support for the “infiltration-evapotranspiration trade-off hypothesis.” *J. Hydrol.* 498, 191–209. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.034>
- Kristensen, K.J., Jensen, S.E., 1975. A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. *Nord. Hydrol.* 6, 170–188. <https://doi.org/10.2166/nh.1975.012>
- Lamy, T., Liss, K.N., Gonzalez, A., Bennett, E.M., 2016. Landscape structure affects the provision of multiple ecosystem services. *Environ. Res. Lett.* 11, 124017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/12/124017>
- Lane, P.N.J., Feikema, P.M., Sherwin, C.B., Peel, M.C., Freebairn, A.C., 2010. Modelling the long term water yield impact of wildfire and other forest disturbance in Eucalypt forests. *Environ. Model. Softw.* 25, 467–478. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.11.001>
- Layke, C., Mapendembe, A., Brown, C., Walpole, M., Winn, J., 2011. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. *Ecol. Indic.* 17, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.025>

- Le Tellier, V., Carrasco, A., Asquith, N., 2009. Attempts to determine the effects of forest cover on stream flow by direct hydrological measurements in Los Negros, Bolivia. *For. Ecol. Manage.* 258, 1881–1888. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.031>
- Lele, S., 2009. Watershed services of tropical forests: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 1, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.007>
- Liu, J., Luo, M., Liu, T., Bao, A., de Maeyer, P., Feng, X., Chen, X., 2017. Local climate change and the impacts on hydrological processes in an arid alpine catchment in Karakoram. *Water (Switzerland)* 9, 1–17. <https://doi.org/10.3390/w9050344>
- Liu, Z., Yao, Z., Huang, H., Wu, S., Liu, G., 2014. Land use and climate changes and their impacts on runoff in the Yarlung Zangbo river basin, China. *L. Degrad. Dev.* 25, 203–215. <https://doi.org/10.1002/ldr.1159>
- Locatelli, B., Vignola, R., 2009. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help? *For. Ecol. Manage.* 258, 1864–1870. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.015>
- Lørup, J.K., Refsgaard, J.C., Mazvimavi, D., 1998. Assessing the effect of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: Case studies from Zimbabwe. *J. Hydrol.* 205, 147–163. [https://doi.org/10.1016/S0168-1176\(97\)00311-9](https://doi.org/10.1016/S0168-1176(97)00311-9)
- Lørup, J.K., Styczen, M., 1990. Soil Erosion Modelling, in: Abbott, M., Refsgaard, J.C. (Eds.), *Distributed Hydrological Modelling*. Springer, Dordrecht, pp. 93–120. https://doi.org/10.1007/978-94-009-0257-2_6
- Lozano-Baez, S.E., Cooper, M., Ferraz, S.F.B., Rodrigues, R.R., Pirastru, M., di Prima, S., 2018. Previous land use affects the recovery of soil hydraulic properties after forest restoration. *Water (Switzerland)* 10, 1–16. <https://doi.org/10.3390/w10040453>
- Lu, J., Sun, G., Amatya, D.M., Harder, S.V., McNulty, S.G., 2006. Understanding the hydrologic response of a coastal plain watershed to forest management and climate change in South Carolina, U.S.A., in: Williams, T. (Ed.), *Hydrology and Management of Forested Wetlands: Proceedings of the International Conference*. American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph, MI, pp. 231–239.
- Luo, M., Meng, F., Liu, T., Duan, Y., Frankl, A., Kurban, A., De Maeyer, P., 2017. Multi-Model Ensemble Approaches to Assessment of Effects of Local Climate Change on Water Resources of the Hotan River Basin in Xinjiang, China. *Water* 9, 584. <https://doi.org/10.3390/w9080584>
- Lyne, V.D., Hollick, M., 1979. Stochastic time-varying rainfall-runoff modelling, in: *Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium*. Institution of Engineers, Perth, Australia, pp. 89–92.
- Ma, L., He, C., Bian, H., Sheng, L., 2016. MIKE SHE modeling of ecohydrological processes: Merits, applications, and challenges. *Ecol. Eng.* 96, 137–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.008>

- Madsen, H., Jacobsen, T., 2001. Automatic calibration of the MIKE SHE integrated hydrological modelling system, in: 4th DHI Software Conference. Helsingør, Denmark, pp. 6–8.
- Magnuszewski, P., Ostasiewicz, K., Chazdon, R., Salk, C., Pajak, M., Sendzimir, J., Andersson, K., 2015. Resilience and alternative stable states of tropical forest landscapes under shifting cultivation regimes. *PLoS One* 10, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137497>
- Malone, R.W., Yagow, G., Baffaut, C., Gitau, M.W., Qi, Z., Amatya, D.M., Parajuli, P.B., Bonta, J.V., Green, T.R., 2015. Parameterization Guidelines and Considerations for Hydrologic Models. *Trans. ASABE* 58, 1681–1703. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10709>
- Martinelli, L.A., Filoso, S., Aranha, C.D.B., Ferraz, S.F.B., Andrade, T.M.B., Ravagnani, E.D.C., Coletta, L. Della, 2013. Water Use in Sugar and Ethanol Industry in the State of São Paulo (Southeast Brazil). *J. Sustain. Bioenergy Syst.* 3, 135–142.
- McDonnell, J.J., Sivapalan, M., Vaché, K., Dunn, S., Grant, G., Haggerty, R., Hinz, C., Hooper, R., Kirchner, J., Roderick, M.L., Selker, J., Weiler, M., 2007. Moving beyond heterogeneity and process complexity: A new vision for watershed hydrology. *Water Resour. Res.* 43, 1–6. <https://doi.org/10.1029/2006WR005467>
- McGuire, K.J., McDonnell, J.J., Weiler, M., Kendall, C., McGlynn, B.L., Welker, J.M., Seibert, J., 2005. The role of topography on catchment-scale water residence time. *Water Resour. Res.* 41, 1–14. <https://doi.org/10.1029/2004WR003657>
- McMichael, C.E., Hope, A.S., Loaiciga, H.A., 2006. Distributed hydrological modelling in California semi-arid shrublands: MIKE SHE model calibration and uncertainty estimation. *J. Hydrol.* 317, 307–324. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.023>
- Mei, X. mei, Ma, L., Zhu, Q. ke, Wang, S., Zhang, D., Wang, Y., 2018. Responses of soil moisture to vegetation restoration type and slope length on the loess hillslope. *J. Mt. Sci.* 15, 548–562. <https://doi.org/10.1007/s11629-017-4415-y>
- Mingoti, R., 2012. Efeitos da espacialização da cobertura florestal e da profundidade dos solos na produção de água de uma bacia hidrográfica. Univesidade de São Paulo.
- Mitchell, P.J., Benyon, R.G., Lane, P.N.J., 2012. Responses of evapotranspiration at different topographic positions and catchment water balance following a pronounced drought in a mixed species eucalypt forest, Australia. *J. Hydrol.* 440–441, 62–74. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.026>
- Mohammad, A.G., Adam, M.A., 2010. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. *Catena* 81, 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.01.008>
- Monteiro, L.A., Sentelhas, P.C., 2014. Potential and Actual Sugarcane Yields in Southern Brazil as a Function of Climate Conditions and Crop Management. *Sugar Tech* 16, 264–276. <https://doi.org/10.1007/s12355-013-0275-0>
- Moretti, L.R., 2001. Avaliação da erosão superficial em pequenas bacias hidrográficas rurais.

- Moriasi, D.N., Gitau, M.W., Daggupati, P., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. *Trans. ASABE* 58, 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Moro, M., 2005. A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.
- Müller, M.M.L., Guimarães, M.F., Desjardins, T., Mitja, D., 2004. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian amazon: A case study. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.003>
- Naiman, R.J., Henri, D., 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621–658. [https://doi.org/10.1006/0066-4162\(97\)1120-0621](https://doi.org/10.1006/0066-4162(97)1120-0621)
- Nassauer, J.I., Opdam, P., 2008. Design in science: Extending the landscape ecology paradigm. *Landsc. Ecol.* 23, 633–644. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9226-7>
- Nassif, D.S.P., Marin, F.R., Costa, L.G., 2014. Evapotranspiration and Transpiration Coupling to the Atmosphere of Sugarcane in Southern Brazil: Scaling Up from Leaf to Field. *Sugar Tech* 16, 250–254. <https://doi.org/10.1007/s12355-013-0267-0>
- Neary, D.G., Ice, G.G., Jackson, C.R., 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *For. Ecol. Manage.* 258, 2269–2281. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.027>
- Newton, A.C., Cantarello, E., 2015. Restoration of forest resilience: An achievable goal? *New For.* 46, 645–668. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9489-1>
- Norris, V., 1993. The use of buffer zones to protect water quality: A review. *Water Resour. Manag.* 7, 257–272. <https://doi.org/10.1007/BF00872284>
- Ochoa-Tocachi, B.F., Buytaert, W., De Bièvre, B., Céleri, R., Crespo, P., Villacís, M., Llerena, C.A., Acosta, L., Villazón, M., Gualpa, M., Gil-Ríos, J., Fuentes, P., Olaya, D., Viñas, P., Rojas, G., Arias, S., 2016. Impacts of land use on the hydrological response of tropical Andean catchments. *Hydrol. Process.* 30, 4074–4089. <https://doi.org/10.1002/hyp.10980>
- Ogden, F.L., Crouch, T.D., Stallard, R.F., Hall, J.S., 2013. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resour. Res.* 49, 8443–8462. <https://doi.org/10.1002/2013WR013956>
- Öztürk, M., Coptý, N.K., Saysel, A.K., 2013. Modeling the impact of land use change on the hydrology of a rural watershed. *J. Hydrol.* 497, 97–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.05.022>
- Paula, F.R. de, Gerhard, P., Ferraz, S.F. de B., Wenger, S.J., 2018. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. *Ecol. Indic.* 85, 1181–1191. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.061>

- Perkins, K.S., Nimmo, J.R., Medeiros, A.C., 2012. Effects of native forest restoration on soil hydraulic properties, Auwahi, Maui, Hawaiian Islands. *Geophys. Res. Lett.* 39, 2–5. <https://doi.org/10.1029/2012GL051120>
- Perkins, K.S., Nimmo, J.R., Medeiros, A.C., Szutu, D.J., von Allmen, E., 2014. Assessing effects of native forest restoration on soil moisture dynamics and potential aquifer recharge, Auwahi, Maui. *Ecohydrology* 7, 1437–1451. <https://doi.org/10.1002/eco.1469>
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E., 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservatio: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* (80-.). 333, 1289–1291. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Pilgrim, D.H., Cordery, I., Baron, B.C., 1982. Effects of catchment size on runoff relationships. *J. Hydrol.* 58, 205–221. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90035-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90035-X)
- Polyakov, V., Fares, A., Ryder, M.H., 2005. Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environ. Rev.* 13, 129–144. <https://doi.org/10.1139/a05-010>
- Porras, I., Greig-Gran, M., Neves, N., Development, I.I. for E. and, 2008. All that glitters: a review of payments for watershed services in developing countries, *Natural Resources Issues*. <https://doi.org/10.1119/1.2341716>
- Price, K., 2011. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 465–492. <https://doi.org/10.1177/0309133311402714>
- Price, K., Jackson, C.R., Parker, A.J., Reitan, T., Dowd, J., Cyterski, M., 2011. Effects of watershed land use and geomorphology on stream low flows during severe drought conditions in the southern Blue Ridge Mountains, Georgia and North Carolina, United States. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009340>
- Pushpalatha, R., Perrin, C., Moine, N. Le, Andréassian, V., 2012. A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *J. Hydrol.* 420-421, 171–182. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.055>
- Qiu, J., Turner, M.G., 2015. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. *Ecosphere* 6, art229. <https://doi.org/10.1890/ES15-00312.1>
- Qiu, J., Turner, M.G., 2013. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 12149–12154. <https://doi.org/10.1073/pnas.1310539110>
- Ranieri, S.B.L., Sparovek, G., Souza, M.P., Dourado Neto, D., 1998. Aplicação de índice comparativo na avaliação do risco de degradação das terras. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 22, 751–760. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831998000400021>
- Refsgaard, J.C., 1997. Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models. *J. Hydrol.* 198, 69–97. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03329-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03329-X)

- Refsgaard, J.C., Storm, B., 1990. Construction, Calibration And Validation of Hydrological Models, in: Abbott, M.B., Refsgaard, J.C. (Eds.), *Distributed Hydrological Modelling*. Springer, Dordrecht, pp. 41–54. https://doi.org/10.1007/978-94-009-0257-2_3
- Refsgaard, J.C., Storm, B., Clausen, T., 2010. Système Hydrologique Européen (SHE): review and perspectives after 30 years development in distributed physically-based hydrological modelling. *Hydrol. Res.* 41, 355. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.009>
- Richards, R.C., Rerolle, J., Aronson, J., Henrique, P., Gonçalves, H., Brancalion, P.H.S., 2015. Governing a pioneer program on payment for watershed services : Stakeholder involvement , legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. *Ecosyst. Serv.* 16, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>
- Richards, R.P., 1989. Measures of flow variability for Great Lakes tributaries. *Environ. Monit. Assess.* 13, 361–377. <https://doi.org/10.1007/BF00394240>
- Rigueira, D.M.G., da Rocha, P.L.B., Mariano-Neto, E., 2013. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: Resources for conservation. *Biodivers. Conserv.* 22, 3141–3163. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0575-4>
- Ritter, A., Munoz-Carpena, R., 2013. Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *J. Hydrol.* 480, 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>
- Roa-García, M.C., Brown, S., Schreier, H., Lavkulich, L.M., 2011. The role of land use and soils in regulating water flow in small headwater catchments of the Andes. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009582>
- Rodrigues, R.R., 1999. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. *Circ. Técnica IPEF.* 189, 189p1–18.
- Rodriguez-Iturbe, I., 2000. Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resour. Res.* 36, 3–9.
- Ryffel, A.N., Rid, W., Grêt-Regamey, A., 2014. Land use trade-offs for flood protection: A choice experiment with visualizations. *Ecosyst. Serv.* 10, 111–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.008>
- Sahin, V., Hall, M.J., 1996. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *J. Hydrol.* 178, 293–309. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02825-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02825-0)
- Sahoo, G.B., Ray, C., De Carlo, E.H., 2006. Calibration and validation of a physically distributed hydrological model, MIKE SHE, to predict streamflow at high frequency in a flashy mountainous Hawaii stream. *J. Hydrol.* 327, 94–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.11.012>
- Salemi, L.F., Groppo, J.D., Trevisan, R., de Moraes, J.M., de Barros Ferraz, S.F.F., Villani, J.P., Duarte-Neto, P.J., Martinelli, L.A., 2013. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. *J. Hydrol.* 499, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.049>

- Salemi, L.F., Groppo, J.D., Trevisan, R., Marcos de Moraes, J., de Paula Lima, W., Martinelli, L.A., 2012. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. *J. Hydrol.* 454-455, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.061>
- Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A., Jenkins, M., 2018. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nat. Sustain.* 1, 136–144. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>
- Santos, C.A.G., Silva, R.M. da, Silva, A.M., Brasil Neto, R.M., 2017. Estimation of evapotranspiration for different land covers in a Brazilian semi-arid region: A case study of the Brígida River basin, Brazil. *J. South Am. Earth Sci.* 74, 54–66. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2017.01.002>
- Schilling, K.E., 2009. Investigating local variation in groundwater recharge along a topographic gradient, Walnut Creek, Iowa, USA. *Hydrogeol. J.* 17, 397–407. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0347-5>
- Schilling, K.E.E., Streeter, M.T.T., Isenhardt, T.M.M., Beck, W.J.J., Tomer, M.D.D., Cole, K.J.J., Kovar, J.L.L., 2018. Distribution and mass of groundwater orthophosphorus in an agricultural watershed. *Sci. Total Environ.* 625, 1330–1340. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.035>
- Sentelhas, P.C., Pereira, A.R., Marin, F.R., Angelocci, L.R., Alfonsi, R.R., Caramori, P.H., Swart, S., 1999. BHBRASIL - Balanços Hídricos Climatológicos de 500 localidades brasileiras [WWW Document]. URL <http://www.lce.esalq.usp.br/bhbrasil/Saopaulo> (accessed 10.29.16).
- Silva, R.F.B. da, Ferraz, S.F.B., Sartori, A.A., Zimback, C.R.L., 2013. Integration of hydrologic processes for zoning agricultural landscapes: perspectives for ecosystem services maintenance. *J. Environ. Sci. Water Resour.* 2, 290–301.
- Silva, R.W. da C., Salemi, L.F., Fernandes, R.P., de Andrade, T.M.B., de Moraes, J.M., de Camargo, P.B., Martinelli, L.A., 2016. Throughfall patterns in sugarcane and riparian forest: understanding the effect of sugarcane age and land use conversion. *Hydrol. Process.* 30, 2579–2589. <https://doi.org/10.1002/hyp.10803>
- Sivapalan, M., 2003. Process complexity at hillslope scale, process simplicity at the watershed scale: is there a connection? *Hydrol. Process.* 17, 1037–1041. <https://doi.org/10.1002/hyp.5109>
- Soriano, É., Londe, L. de R., Di Gregorio, L.T., Coutinho, M.P., Santos, L.B.L., Soriano, É., Londe, L. de R., Di Gregorio, L.T., Coutinho, M.P., Santos, L.B.L., 2016. Water crisis in São Paulo evaluated under the disaster's point of view. *Ambient. Soc.* 19, 21–42. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc150120r1v1912016>
- Sparovek, G., Barretto, A., Berndes, G., Martins, S., Maule, R., 2009. Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.* 14, 285–298. <https://doi.org/10.1007/s11027-008-9164-3>
- Sparovek, G., Schnug, E., 2001. Temporal Erosion-Induced Soil Degradation and Yield Loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1479. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551479x>

- Stednick, J.D., 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *J. Hydrol.* 176, 79–95. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02780-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02780-7)
- Strauch, A.M., MacKenzie, R. a., Giardina, C.P., Bruland, G.L., 2015. Climate driven changes to rainfall and streamflow patterns in a model tropical island hydrological system. *J. Hydrol.* 523, 160–169. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.045>
- Strudley, M., Green, T., Ascoughii, J., 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil Tillage Res.* 99, 4–48. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.01.007>
- Sultana, Z., Coulibaly, P., 2011. Distributed modelling of future changes in hydrological processes of Spencer Creek watershed. *Hydrol. Process.* 25, 1254–1270. <https://doi.org/10.1002/hyp.7891>
- Swank, W., 1968. The influence of rainfall interception on streamflow. Clemson, South Carolina.
- Swanson, F.J., Scatena, F.N., Dissmeyer, G.E., Fenn, M.E., Verry, E.S., Lynch, J.A., 2000. Watershed processes - fluxes of water, dissolved constituents and sediment, in: Dissmeyer, G.E. (Ed.), *Drinking Water from Forests and Grasslands: A Synthesis of the Scientific Literature*. USDA Forest Service General Technical Report SRS-39, Asheville, North Carolina, pp. 26–41.
- Taniwaki, R.H., Cassiano, C.C., Filoso, S., Ferraz, S.F. de B., Camargo, P.B. de, Martinelli, L.A., 2017a. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. *Sci. Total Environ.* 584–585, 339–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>
- Taniwaki, R.H., Piggott, J.J., Ferraz, S.F.B., Matthaei, C.D., 2017b. Climate change and multiple stressors in small tropical streams. *Hydrobiologia* 793, 41–53. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2907-3>
- Teixeira, 2012. Intercepção de água pelo dossel da cana-de-açúcar. *Irriga* 17, 71–84.
- Teramoto, E.R., Lepsch, I.F., Vidal-Torrado, P., 2001. Relações solo, superfície geomórfica e substrato geológico na microbacia do ribeirão Marins (Piracicaba - SP) Sci. Agric. 58, 361–371. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162001000200021>
- Tetzlaff, D., Soulsby, C., 2008. Sources of baseflow in larger catchments - Using tracers to develop a holistic understanding of runoff generation. *J. Hydrol.* 359, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.008>
- Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C., 2015a. On the need to test hydrological models under changing conditions. *Hydrol. Sci. J.* 60, 37–41. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1050027>

- Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C., Audouy, J.-N., Berthet, L., Edwards, P., Folton, N., Furusho, C., Kuentz, A., Lerat, J., Lindström, G., Martin, E., Mathevet, T., Merz, R., Parajka, J., Ruelland, D., Vaze, J., 2015b. Hydrology under change: an evaluation protocol to investigate how hydrological models deal with changing catchments. *Hydrol. Sci. J.* 6667, 1–16. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.967248>
- Thompson, J.R., Sørensen, H.R., Gavin, H., Refsgaard, a., 2004. Application of the coupled MIKE SHE/MIKE 11 modelling system to a lowland wet grassland in southeast England. *J. Hydrol.* 293, 151–179. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.01.017>
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–7. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Troch, P.A., Carrillo, G.A., Heidbüchel, I., Rajagopal, S., Switanek, M., Volkmann, T.H.M., Yaeger, M., 2009. Dealing with landscape heterogeneity in watershed hydrology: A review of recent progress toward new hydrological theory. *Geogr. Compass* 3, 375–392. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2008.00186.x>
- Tromp-van Meerveld, H.J., McDonnell, J.J., 2006. On the interrelations between topography, soil depth, soil moisture, transpiration rates and species distribution at the hillslope scale. *Adv. Water Resour.* 29, 293–310. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.02.016>
- Turner, M.G., Donato, D.C., Romme, W.H., 2012. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landsc. Ecol.* 28, 1081–1097. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9741-4>
- Vaezi, A.R., Ahmadi, M., Cerdà, A., 2017. Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. *Sci. Total Environ.* 583, 382–392. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.078>
- Van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892–898.
- Vázquez, R.F., Feyen, J., 2003. Effect of potential evapotranspiration estimates on effective parameters and performance of the MIKE SHE-code applied to a medium-size catchment. *J. Hydrol.* 270, 309–327. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00308-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00308-6)
- Vázquez, R.F., Feyen, L., Feyen, J., Refsgaard, J.C., 2002. Effect of grid size on effective parameters and model performance of the MIKE-SHE code. *Hydrol. Process.* 16, 355–372. <https://doi.org/10.1002/hyp.334>
- Verstraeten, G., Poesen, J., Gillijns, K., Govers, G., 2006. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? *Hydrol. Process.* 20, 4259–4267. <https://doi.org/10.1002/hyp.6155>
- Walter, M.T., Walter, M.F., Brooks, E.S., Steenhuis, T.S., Boll, J., Weiler, K., 2000. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. *J. Soil Water Conserv.* 3, 277–284.

- Wang, S., Zhang, Z., Sun, G., Strauss, P., Guo, J., Tang, Y., Yao, A., 2012. Multi-site calibration, validation, and sensitivity analysis of the MIKE SHE Model for a large watershed in northern China. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 4621–4632. <https://doi.org/10.5194/hess-16-4621-2012>
- Wendland, K.J., Honzák, M., Portela, R., Vitale, B., Rubinoff, S., Randrianarisoa, J., 2010. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. *Ecol. Econ.* 69, 2093–2107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.01.002>
- Wohl, E., Barros, A., Brunsell, N., Chappell, N.A., Coe, M., Giambelluca, T., Goldsmith, S., Harmon, R., Hendrickx, J.M.H., Juvik, J., McDonnell, J., Ogden, F., 2012. The hydrology of the humid tropics. *Nat. Clim. Chang.* 2, 655–662. <https://doi.org/10.1038/nclimate1556>
- Xavier, A.C., Vettorazzi, C.A., 2004. Mapping leaf area index through spectral vegetation indices in a subtropical watershed. *Int. J. Remote Sens.* 25, 1661–1672. <https://doi.org/10.1080/01431160310001620803>
- Xavier, A.C., Vettorazzi, C.A., 2003. Leaf Area Index of Ground Covers in a Subtropical Watershed. *Sci. Agric.* 60, 425–431. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162003000300002>
- Xevi, E., Christiaens, K., Espino, A., Sewnandan, W., Mallants, D., Sørensen, H., Feyen, J., 1997. Calibration, Validation and Sensitivity Analysis of the MIKE-SHE Model Using the Neuenkirchen Catchment as Case Study. *Water Resour. Manag.* 11, 219–242. <https://doi.org/10.1023/a:1007977521604>
- Yeo, I.-Y., Gordon, S.I., Guldman, J.-M., 2004. Optimizing Patterns of Land Use to Reduce Peak Runoff Flow and Nonpoint Source Pollution with an Integrated Hydrological and Land-Use Model. *Earth Interact.* 8, 1–20. [https://doi.org/10.1175/1087-3562\(2004\)008<0001:OPOLUT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1087-3562(2004)008<0001:OPOLUT>2.0.CO;2)
- Yeo, I.Y., Guldman, J.M., Gordon, S.I., 2007. A hierarchical optimization approach to watershed land use planning. *Water Resour. Res.* 43, 1–17. <https://doi.org/10.1029/2006WR005315>
- Yuan, Y., Khare, Y., Wang, X., Parajuli, P.B., Kisekka, I., Finsterle, S., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Sensitivity. *Trans. ASABE* 58, 1721–1744. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10611>
- Zégre, N., Skaugset, A.E., Som, N.A., McDonnell, J.J., Ganio, L.M., 2010. In lieu of the paired catchment approach: Hydrologic model change detection at the catchment scale. *Water Resour. Res.* 46, 1–20. <https://doi.org/10.1029/2009WR008601>
- Zhang, G., Guhathakurta, S., Dai, G., Wu, L., Yan, L., 2013. The control of land-use patterns for stormwater management at multiple spatial scales. *Environ. Manage.* 51, 555–570. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-0004-6>
- Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour. Res.* 37, 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>

- Zhang, M., Liu, N., Harper, R., Li, Q., Liu, K., Wei, X., Ning, D., Hou, Y., Liu, S., 2017. A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. *J. Hydrol.* 546, 44–59. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.040>
- Zhang, Y., Shao, Q., Zhang, S., Zhai, X., She, D., 2016. Multi-metric calibration of hydrological model to capture overall flow regimes. *J. Hydrol.* 539, 525–538. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.053>
- Zhang, Z., Wang, S., Sun, G., McNulty, S.G., Zhang, H., Li, J., Zhang, M., Klaghofer, E., Strauss, P., 2008. Evaluation of the MIKE SHE model for application in the Loess Plateau, China. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 1108–1120. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00244.x>
- Zhou, G., Wei, X., Luo, Y., Zhang, M., Li, Y., Qiao, Y., Liu, H., Wang, C., 2010. Forest recovery and river discharge at the regional scale of Guangdong Province, China. *Water Resour. Res.* 46, 1–10. <https://doi.org/10.1029/2009WR008829>
- Zhu, Q., Nie, X., Zhou, X., Liao, K., Li, H., 2014. Soil moisture response to rainfall at different topographic positions along a mixed land-use hillslope. *Catena* 119, 61–70. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.03.010>
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., De Moraes, J.M., 2006. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. *For. Ecol. Manage.* 222, 29–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.070>
- Zimmermann, B., Papritz, A., Elsenbeer, H., 2010. Asymmetric response to disturbance and recovery: Changes of soil permeability under forest-pasture-forest transitions. *Geoderma* 159, 209–215. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.013>
- Zolin, C.A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Paulino, J., Sánchez-Román, R.M., González, A.M.O., 2014. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agric. Water Manag.* 137, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.02.006>

ANEXOS

ANEXO A. Localização das sub-bacias e suas respectivas áreas de contribuição, assim como dos pontos de exutório dentro da bacia hidrográfica utilizada como área de estudo. Rede hidrográfica presente na bacia hidrográfica utilizada para determinação dos pontos de exutório.

ANEXO B. Caracterização das sub-bacias quanto a área (ha), proporção de cobertura florestal, profundidade do solo (m) e elevação do terreno (m). Valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão do conjunto de sub-bacias para cada uma das variáveis.

Sub-bacias	Área (ha)	Cobertura florestal											Profundidade (m)	Elevação do terreno (m)
		0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%		
sub1	23,6	0,0	10,7	17,3	31,4	41,2	50,0	60,1	70,9	79,5	88,7	100	50,2	554,9
sub2	34,0	0,0	9,6	18,6	27,4	42,1	51,7	59,5	69,8	80,4	88,9	100	22,9	548,7
sub3	29,8	0,0	9,0	19,4	29,9	36,7	50,8	63,7	71,0	79,1	91,6	100	49,6	569,9
sub4	28,1	0,0	9,2	19,9	30,8	39,1	49,1	59,8	71,5	81,1	92,1	100	41,7	548,1
sub5	29,8	0,0	8,6	20,8	30,8	39,0	50,6	58,7	68,6	79,3	90,2	100	46,3	559,3
sub6	29,6	0,0	10,1	20,0	28,3	38,0	52,5	62,6	69,6	77,9	90,8	100	80,5	599,1
sub7	36,1	0,0	8,4	22,4	29,8	38,8	47,9	61,4	69,7	79,8	91,6	100	47,6	559,3
sub8	22,5	0,0	9,9	20,4	29,4	40,6	53,4	62,4	69,1	80,8	89,4	100	63,6	581,0
sub9	25,8	0,0	9,7	19,3	28,0	43,2	48,6	57,6	69,9	79,7	92,0	100	57,7	587,5
sub10	37,3	0,0	10,2	18,9	29,6	41,2	50,2	60,4	69,5	82,6	90,9	100	18,7	584,6
sub11	31,1	0,0	9,9	20,2	31,1	40,6	47,6	59,3	70,3	81,6	90,8	100	46,1	557,8
sub12	29,3	0,0	11,5	20,7	32,2	40,6	46,6	59,0	71,2	78,7	90,7	100	14,5	556,5
sub13	27,9	0,0	7,1	16,2	31,2	42,1	51,0	60,6	69,0	79,1	88,0	100	46,3	550,8
sub14	28,0	0,0	8,7	20,6	31,0	36,2	50,1	62,3	69,7	80,3	89,9	100	21,6	549,3
sub15	28,8	0,0	10,3	20,3	30,6	37,4	48,5	57,6	68,7	79,6	89,9	100	23,8	545,9
sub16	25,3	0,0	10,6	19,6	29,7	40,0	51,6	64,2	69,8	79,3	89,0	100	38,1	543,3
Média	29,2	0,0	10	20	30	40	50	61	70	80	90	100	41,8	562,3
Máximo	37,3	0,0	12	22	32	43	53	64	71	83	92	100	80,5	599,1
Mínimo	22,5	0,0	7	16	27	36	47	58	69	78	88	100	14,5	543,3

ANEXO C. Resultados das análises estatísticas realizadas para cada um dos cenários de cobertura florestal utilizando-se os dados das sub-bacias

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de deflúvio (Q) nas sub-bacias selecionadas. As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0%		0,534	0,440	0,175	0,094	0,080	0,044	0,030	0,025	0,023	0,014
10%	0,534		0,720	0,283	0,194	0,105	0,068	0,048	0,040	0,027	0,023
20%	0,440	0,720		0,337	0,221	0,137	0,068	0,057	0,048	0,027	0,025
30%	0,175	0,283	0,337		0,638	0,356	0,221	0,127	0,080	0,062	0,044
40%	0,094	0,194	0,221	0,638		0,510	0,291	0,194	0,113	0,080	0,052
50%	0,080	0,105	0,137	0,356	0,510		0,638	0,376	0,283	0,137	0,094
60%	0,044	0,068	0,068	0,221	0,291	0,638		0,665	0,376	0,283	0,181
70%	0,030	0,048	0,057	0,127	0,194	0,376	0,665		0,638	0,418	0,337
80%	0,025	0,040	0,048	0,080	0,113	0,283	0,376	0,638		0,534	0,440
90%	0,023	0,027	0,027	0,062	0,080	0,137	0,283	0,418	0,534		0,534
100%	0,014	0,023	0,025	0,044	0,052	0,094	0,181	0,337	0,440	0,534	

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de deflúvio mínimo (Q95) nas sub-bacias selecionadas. As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0%		0,850	0,806	0,585	0,521	0,497	0,336	0,318	0,318	0,265	0,213
10%	0,850		0,836	0,637	0,572	0,497	0,417	0,355	0,318	0,265	0,242
20%	0,806	0,836		0,678	0,584	0,534	0,417	0,375	0,318	0,265	0,242
30%	0,585	0,637	0,678		0,821	0,651	0,497	0,474	0,451	0,375	0,300
40%	0,521	0,572	0,584	0,821		0,734	0,571	0,571	0,546	0,485	0,396
50%	0,497	0,497	0,534	0,651	0,734		0,706	0,624	0,571	0,533	0,417
60%	0,336	0,417	0,417	0,497	0,571	0,706		0,792	0,597	0,546	0,439
70%	0,318	0,355	0,375	0,474	0,571	0,624	0,792		0,720	0,546	0,485
80%	0,318	0,318	0,318	0,451	0,546	0,571	0,597	0,720		0,692	0,534
90%	0,265	0,265	0,265	0,375	0,485	0,533	0,546	0,546	0,692		0,664
100%	0,213	0,242	0,242	0,300	0,396	0,417	0,439	0,485	0,534	0,664	

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de escoamento base (BFI) nas sub-bacias selecionadas. As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0%		0,955	0,985	0,985	0,955	0,821	0,792	0,734	0,749	0,624	0,665
10%	0,955		0,940	0,985	0,955	0,836	0,807	0,777	0,777	0,637	0,665
20%	0,985	0,940		1,000	0,940	0,821	0,777	0,749	0,720	0,598	0,665
30%	0,985	0,985	1,000		0,910	0,836	0,777	0,763	0,720	0,665	0,651
40%	0,955	0,955	0,940	0,910		0,836	0,821	0,763	0,763	0,720	0,706
50%	0,821	0,836	0,821	0,836	0,836		0,865	0,880	0,821	0,777	0,749
60%	0,792	0,807	0,777	0,777	0,821	0,865		0,970	0,895	0,821	0,806
70%	0,734	0,777	0,749	0,763	0,763	0,880	0,970		0,851	0,763	0,777
80%	0,749	0,777	0,720	0,720	0,763	0,821	0,895	0,851		0,806	0,851
90%	0,624	0,637	0,598	0,665	0,720	0,777	0,821	0,763	0,806		0,940
100%	0,665	0,665	0,665	0,651	0,706	0,749	0,806	0,777	0,851	0,940	

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de deflúvio máximo (Q5) nas sub-bacias selecionadas. As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0%		0,734	0,650	0,199	0,109	0,025	0,011	0,003	0,002	0,001	0,000
10%	0,734		0,940	0,346	0,220	0,076	0,026	0,008	0,004	0,002	0,001
20%	0,650	0,940		0,365	0,258	0,093	0,027	0,010	0,006	0,002	0,001
30%	0,199	0,346	0,365		0,610	0,308	0,117	0,045	0,020	0,007	0,003
40%	0,109	0,220	0,258	0,610		0,385	0,199	0,086	0,040	0,013	0,005
50%	0,025	0,076	0,093	0,308	0,385		0,473	0,241	0,109	0,034	0,013
60%	0,011	0,026	0,027	0,117	0,199	0,473		0,611	0,396	0,141	0,043
70%	0,003	0,008	0,010	0,045	0,086	0,241	0,611		0,521	0,291	0,146
80%	0,002	0,004	0,006	0,020	0,040	0,109	0,396	0,521		0,428	0,213
90%	0,001	0,002	0,002	0,007	0,013	0,034	0,141	0,291	0,428		0,534
100%	0,000	0,001	0,001	0,003	0,005	0,013	0,043	0,146	0,213	0,534	

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de velocidade do escoamento (IF) nas sub-bacias selecionadas.

As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0%		1,000	0,970	0,895	0,821	0,792	0,763	0,749	0,706	0,585	0,534
10%	1,000		0,955	0,910	0,865	0,806	0,763	0,749	0,720	0,611	0,547
20%	0,970	0,955		0,925	0,880	0,836	0,777	0,763	0,734	0,651	0,598
30%	0,895	0,910	0,925		0,940	0,940	0,836	0,807	0,777	0,749	0,692
40%	0,821	0,865	0,880	0,940		1,000	0,925	0,895	0,880	0,851	0,807
50%	0,792	0,806	0,836	0,940	1,000		0,970	1,000	0,985	0,925	0,895
60%	0,763	0,763	0,777	0,836	0,925	0,970		0,985	0,955	0,895	0,836
70%	0,749	0,749	0,763	0,807	0,895	1,000	0,985		1,000	0,880	0,836
80%	0,706	0,720	0,734	0,777	0,880	0,985	0,955	1,000		0,955	0,792
90%	0,585	0,611	0,651	0,749	0,851	0,925	0,895	0,880	0,955		0,836
100%	0,534	0,547	0,598	0,692	0,807	0,895	0,836	0,836	0,792	0,836	

4. CONFIGURAÇÃO ESPACIAL DA COBERTURA FLORESTAL NA PAISAGEM E SEUS EFEITOS NOS SERVIÇOS HIDROLÓGICOS

RESUMO

O aumento das áreas homogêneas de agricultura resulta, entre outras consequências, na diminuição da diversidade de serviços prestados na paisagem. Entre estes pode-se destacar os serviços hidrológicos que fornecem importantes benefícios e são influenciados diretamente pelo uso da terra. Em áreas onde o aumento da cobertura florestal é limitado, a configuração desta cobertura pode ser fundamental na manutenção e aumento dos serviços hidrológicos. Por configuração entende-se o padrão espacial de determinada cobertura. Diante deste contexto o objetivo deste estudo foi analisar como a configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica influencia nos serviços hidrológicos de disponibilidade hídrica e proteção. Duas hipóteses foram então testadas: i) a configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica não tem influência no serviço hidrológico de disponibilidade de água; ii) a configuração espacial da cobertura florestal nas áreas próximas aos corpos hídricos (terço inferior) tem influência positiva no serviço de proteção. O estudo foi realizado em uma bacia hidrográfica (2.194,8 ha) no Estado de São Paulo, a qual possui monitoramento de deflúvio e precipitação. A relação entre cobertura florestal e serviços hidrológicos foi obtida por meio de simulações de um ano utilizando um modelo hidrológico distribuído de base física, previamente calibrado para a bacia hidrográfica. Foram simulados 2 cenários referências (0% CF – cobertura florestal – e 100% CF) e 4 cenários de configuração espacial baseados nas posições topográficas da bacia hidrográfica: cobertura florestal no terzo inferior (INF); cobertura florestal no terzo médio (MED); cobertura florestal no terzo superior (SUP); e cobertura florestal aleatória (ALE). O uso da terra complementar a cobertura florestal foi a cana-de-açúcar. Para a mensuração dos serviços hidrológicos foram utilizados três indicadores (Q – deflúvio anual; Q95 - índice de mínimas; e BFI – índice de escoamento base) para caracterizar a disponibilidade hídrica, e dois indicadores (Q5 - índice de máximas; e IF - índice “flashiness”) para caracterizar o serviço de proteção. A diferença entre os cenários foi obtida de forma relativa e estatística, por meio da comparação dos indicadores obtidos em 16 sub-bacias dentro da área de estudo para cada cenário simulado. Foi ainda realizada uma análise relativa das modificações nos processos de evapotranspiração total, interceptação, infiltração e recarga da zona saturada entre os cenários. O Q e Q95 foram maiores no cenário SUP e o fluxo base foi maior no cenário INF, no entanto, apenas o cenário com 0% CF, ALE e SUP foram diferentes estatisticamente do cenário com 100% CF, não sendo possível observar a mesma diferença estatística para os cenários INF e MED. Dessa forma, a hipótese (i) pode ser aceita parcialmente, uma vez que os indicadores demonstraram diminuição na disponibilidade hídrica sem, contudo, ser encontrada diferença estatística. Em relação ao indicador Q5, o cenário INF apresentou os menores valores e o cenário SUP os maiores valores. Por outro lado, o indicador IF apresentou resultados inversos aos resultados do indicador Q5. A diferença estatística encontrada foi apenas para o indicador Q5, no qual apenas o cenário 100% CF foi estatisticamente diferente dos demais, portanto, a hipótese (ii) também pode ser aceita parcialmente, uma vez que, apesar da falta de diferença estatística, o serviço de proteção foi maior quando a floresta estava localizada na região inferior da bacia

hidrográfica. Estas diferenças entre os cenários ocorreram, principalmente, devido às diferenças entre os processos de evapotranspiração e recarga do lençol freático, que são processos dependentes da posição topográfica. Diante dos resultados obtidos, pode-se afirmar que a configuração florestal tem papel na oferta de serviços hidrológicos de disponibilidade hídrica e proteção em uma paisagem agrícola na região tropical, embora nenhuma diferença estatística tenha sido obtida. É possível ainda perceber que existe um “trade-off” entre os serviços de proteção e disponibilidade hídrica, sendo que o cenário com cobertura florestal no terço inferior foi o que mais se aproximou de uma localização ideal, pois favoreceu a diminuição dos picos de máxima vazão e aumentou a recarga do lençol freático.

Palavras-chave: Espacialização da cobertura florestal; Simulações de mudanças do uso da terra; Serviços ecossistêmicos; Indicadores hidrológicos; “Trade-off”

ABSTRACT

Landscape heterogeneity loss due to homogeneous agricultural areas increase has as consequence the reduction of services diversity provided by the landscape. Among them, we can highlight hydrological services that provide important benefits for human well-being and are affected by land use changes. In areas where forest cover increase is limited, forest cover configuration can be fundamental in maintenance and increase of hydrological services. Forest cover configuration is the spatial pattern of forest cover at the catchment scale. In this context, the objective of this study was to analyze how the spatial configuration of forest cover at catchment influence hydrological services of water supply and protection. Two hypotheses were then tested: i) forest cover spatial configuration in catchment has no influence on hydrological service of water supply, and ii) forest cover spatial configuration located in areas near the water bodies (lower lands) has a positive influence on protection service. The study area was a catchment (2,194.8 ha) located in the State of São Paulo. The relationship between forest cover and hydrological services was obtained through one-year simulations using a physically based distributed hydrological model, previously calibrated for the catchment. Two scenarios references were simulated (0% CF - forest cover - and 100% CF) and 4 spatial configuration scenarios based on the topographical positions of catchment: lower lands forest cover (LOW); middle lands forest cover (MIDD); upper lands forest cover (UPP); and random forest cover (RAN). Land use at catchment was forest cover and sugarcane. Hydrological services were analyzed through three water supply indicators (Q – annual flow, Q95 – minimum flow, and BFI - base flow index) and two protection indicators (Q5 – maximum flow, and IF - index Flashiness). Scenarios difference were obtained for both relative way (comparison between scenarios indicators and the 0% FC scenario as reference), and statistics. Statistical was used by comparing the indicators obtained in 16 sub-basins within the catchment area for each scenario simulated. A relative analysis was also realized for total evapotranspiration, interception, infiltration and recharge processes of the saturated zone. Indicators Q and Q95 were higher in the UPP scenario, however BFI higher in LOW scenario. For flow indicator, only 0% CF, RAN and UPP scenarios were statistically different from the 100% CF scenario, and it was not possible to observe the same statistical difference for the LOW and MIDD scenarios. Therefore, the hypothesis (i) can be partially accepted, since the indicators showed a decrease in water supply without a statistical difference.

Regarding Q5 indicator LOW scenario presented the lowest values and UPP scenario had the highest values, on the other hand, IF indicator has presented inverse results; the statistical difference was only for the Q5 indicator, in which only the 100% CF scenario was statistically different from the others. Therefore, hypothesis (ii) can also be partially accepted, since, despite the lack of statistical difference, protection services were higher when forest cover was located in lower lands. Differences between scenarios occur mainly because of differences between evapotranspiration and water table recharge processes, which are dependent topographic position processes. Considering our results, we can assume that forest cover configuration has a role in hydrological services offer of water supply and protection, although no statistical difference has been obtained. We also can say that there is a trade-off between protection services and water supply, and the scenario with forest coverage in the lower land was the one that most approached an ideal location since it favored the reduction of maximum flow and increased the water table recharge.

Keywords: Forest cover spatial distribution; Land use change simulations; Ecosystem services; Hydrological indicators; Trade-off

4.1. INTRODUÇÃO

A área plantada com monoculturas aumentou nos últimos anos devido à pressão por maior produção de alimentos e bens de consumo relacionado, principalmente, com o aumento da população mundial (Green, 2005; Tilman et al., 2002). Entre as demandas que vem impulsionando a expansão agrícola mundial pode-se citar a produção dos biocombustíveis, a qual estimulou o aumento da cultura canavieira na região tropical (Martinelli et al., 2013; Sparovek et al., 2009), resultando na conversão de áreas de pastagem para plantios homogêneos de cana-de-açúcar (Taniwaki et al. 2017), e na diminuição tanto das áreas já existentes de cobertura florestal quanto das áreas disponíveis para a restauração desta cobertura.

Em bacias hidrográficas onde ocorre o cultivo agrícola intensivo, que resulta em baixa heterogeneidade do uso da terra, existe um potencial de degradação dos serviços ecossistêmicos (Silva et al., 2013; Tilman et al., 2002). Esta degradação está ligada, principalmente, à perda da capacidade dos ecossistemas em prover recursos e serviços ecossistêmicos, visto que diminui as funções ecossistêmicas presentes na paisagem (Foley et al., 2005; Kremen, 2005). Dentre os serviços ecossistêmicos, encontram-se os serviços hidrológicos, que são entendidos como os benefícios produzidos pelos ecossistemas terrestres no que tange os processos hidrológicos (Brauman et al., 2007; Duku et al., 2015; Lele, 2009). Os serviços hidrológicos podem ser classificados em quantidade (i.e. disponibilidade de água); temporal ou sazonal (i.e. distribuição da vazão ao longo das estações); proteção (i.e. diminuição das vazões máximas); e qualidade (i.e. diminuição dos sedimentos) (Brauman et al., 2007; Brogna et al., 2017).

Dentro desta paisagem agrícola, a proporção e configuração espacial da cobertura florestal são características que podem aumentar a sustentabilidade da mesma (Fahrig e Nuttle, 2005). A sustentabilidade na bacia hidrográfica compreende a manutenção e o aumento das ofertas dos serviços ecossistêmicos, e, mais especificamente, dos serviços hidrológicos (Boongaling et al., 2018; Lamy et al., 2016; Qiu e Turner, 2015). A cobertura florestal, pode influenciar nos processos hidrológicos, pois as características intrínsecas da estrutura florestal têm efeito significativo nos processos de interceptação da água, evaporação e transpiração (Bosch e Hewlett, 1982; Brown et al., 2005; Guzha et al., 2018), e podem ainda influenciar a camada superficial do solo, modificando o processo de escoamento superficial e infiltração.

A composição da paisagem refere-se aos tipos de uso e cobertura da terra e a proporção de cada uso, enquanto que a configuração representa o padrão espacial deste componente na paisagem, independente da composição da mesma (Fahrig e Nuttle, 2005). Portanto, a composição e a configuração espacial da paisagem na bacia hidrográfica têm potencial de aumentar ou diminuir os serviços hidrológicos (Abdelnour et al., 2011; Kalantari et al., 2014). No entanto, existem paisagens onde o aumento da proporção da cobertura florestal é limitado, e definir áreas dentro da bacia hidrográfica na quais a cobertura florestal possa contribuir para a manutenção ou incremento dos serviços hidrológicos é um dos principais desafios da restauração florestal (Guswa et al., 2014; Qiu e Turner, 2015). Neste sentido, a configuração espacial da cobertura florestal pode ser uma estratégia no manejo e planejamento do uso da terra em bacias hidrográficas de uso agrícola.

A configuração espacial tem dois principais pontos a serem considerados no planejamento: a influência da cobertura florestal na conectividade hidrológica e nas respostas da bacia hidrográfica, por meio das modificações nos processos hidrológicos (Zhang et al., 2013); e as variações físicas que ocorrem ao longo do gradiente topográfico de uma bacia hidrográfica e como a interação com a cobertura florestal influenciam os processos hidrológicos (Band et al., 2012, 1993).

Na escala do gradiente topográfico em uma bacia hidrográfica os processos hidrológicos podem ser complexos e heterogêneos (Sivapalan, 2003), uma vez que cada porção da vertente (inferior, média e superior) pode ser caracterizada por diferentes profundidades de solo, taxa de transpiração, umidade do solo e quantidade de escoamento direto (Kienzler e Naef, 2008; Tromp-van Meerveld e McDonnell, 2006; Zhu et al., 2014). Portanto, a influência do uso da terra nos processos hidrológicos pode ser diferente ao longo da vertente (Mei et al., 2018), o que resultaria, portanto, na maior ou menor oferta dos serviços hidrológicos. Um exemplo disso são

as diferenças nas taxas de evapotranspiração (Hawthorne e Miniat, 2018; Mitchell et al., 2012) e recarga do lençol freático (Dean et al., 2015) ao longo do perfil topográfico.

A recarga do lençol freático pode variar espacialmente na bacia hidrográfica, sendo que esta variação está relacionada à posição topográfica. Teoricamente, a recarga do lençol freático é predominantemente controlada pela topografia, sendo que em sua maioria ocorre na parte superior e a descarga nas partes inferiores da bacia hidrográfica (Freeze e Cherry, 1979). No entanto, em áreas de baixa precipitação e com rios efêmeros, a recarga ocorre predominantemente nas áreas baixas da bacia hidrográfica (Dean et al., 2015; Schilling, 2009). A umidade do solo, e, conseqüentemente, a evapotranspiração também se diferenciam em relação à topografia, com concentração maior ocorrendo nas áreas inferiores, possivelmente devido ao escoamento de água das partes superiores (Mei et al., 2018; Mitchell et al., 2012).

Outra característica relacionada ao gradiente topográfico é a importância das áreas próximas ao canal de drenagem para a proteção do recurso hídrico (Naiman e Henri, 1997), principalmente devido ao potencial de diminuir os sedimentos e poluentes oriundos das outras partes da bacia hidrográfica que podem chegar aos rios (Norris, 1993), e devido a maior probabilidade de saturação destes locais, aumento a sensibilidade destas áreas a práticas de uso do solo (Agnew et al., 2006; Walter et al., 2000).

Dentro deste contexto, é possível presumir que a configuração espacial da cobertura florestal em um cenário de restauração pode influenciar nos processos e, conseqüentemente, nos serviços hidrológicos. Conhecer quais são estes efeitos é importante no planejamento da restauração florestal na escala da bacia hidrográfica quando o objetivo desta cobertura florestal é a manutenção e/ou aumento dos serviços hidrológicos (Dean et al., 2015; Qiu e Turner, 2015).

Neste capítulo, pretende-se responder se considerando a mesma proporção de cobertura florestal na bacia hidrográfica, as mudanças na configuração espacial da cobertura florestal podem resultar em ganhos nos serviços hidrológicos. O objetivo geral foi, portanto, analisar como a configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica influencia nos serviços hidrológicos de disponibilidade e proteção.

Para responder estas questões, as hipóteses testadas foram:

- i. A configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica influencia o serviço hidrológico de disponibilidade de água.
- ii. A configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica influencia o serviço hidrológico de serviço de proteção.

4.2. MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins (BHRM), localizada no município de Piracicaba, SP. A área de contribuição da bacia hidrográfica é de 2.194,8 ha. Os detalhes e mapas de localização estão descritos no Capítulo 2 (item 2.1.1).

4.2.2. Simulações hidrológicas das mudanças de uso da terra

As simulações de mudança do uso da terra foram realizadas por meio de um modelo hidrológico distribuído de base física. O procedimento de parametrização, calibração e validação estão descritos em detalhe no Capítulo 2 deste manuscrito.

Para a simulação dos cenários de configuração espacial foram utilizados os dados horários de precipitação e evapotranspiração de referência (ET_{REF}) para o ano de 2010. Estas duas variáveis foram obtidas na estação automática situada nas coordenadas (UTM) 221.379 m e 7.473.744 m, e distante 11,5 km da bacia hidrográfica. O cálculo da ET_{REF} foi realizado através das variáveis climáticas de radiação líquida, $MJ\ m^{-2}\ d^{-1}$; temperatura do ar, $^{\circ}C$; umidade relativa do ar, %; velocidade do vento a 2m, $m\ s^{-1}$; e precipitação, mm; e utilizando a equação de Penman-Monteith modificada pela FAO (Allen et al., 1998).

As características da cobertura florestal foram definidas a partir dos parâmetros de uso do solo utilizados na calibração e validação do modelo, e baseados em estudos realizados na área de estudo (Mingoti, 2012; Xavier e Vettorazzi, 2004; Xavier e Vettorazzi, 2003; Ranieri *et al.*, 1998), e, portanto, não necessariamente representam florestas bem estruturadas, mas sim a cobertura florestal que existe atualmente na bacia hidrográfica.

4.2.3. Cenários de configuração espacial da cobertura florestal na paisagem

A partir do Modelo Digital do Terreno (MDT) (Figura 1 capítulo 3) foi obtida a classificação da posição da encosta por meio do Índice de Posição Topográfica do terreno (TPI: “Topographic Position Index”), com resolução de 20 m, através da extensão “Land Facet Corridor Analysis”. O “raster” gerado foi reclassificado em 3 classes de posição topográfica de acordo com a distribuição do quartil para identificação do gradiente local. Estas classes foram então definidas como terço inferior, médio e superior da bacia hidrográfica. Uma vez que a reclassificação foi feita de forma igual entre as classes o tamanho da área ocupada por cada uma

destas posições topográficas foi de, aproximadamente, 33,3% da área total (maiores informações item 3.2.3 do Capítulo 3).

Cada classe de gradiente local foi então definida como um cenário de cobertura florestal: terço inferior - INF (Figura 1a); terço médio – MED (Figura 1b); e cenário terço superior - SUP (Figura 1c). Cada cenário possui, portanto, 33% de cobertura florestal, aproximadamente. Para posterior comparação entre os cenários foi também utilizado cenário de 30% de cobertura florestal aleatória do Capítulo 3, descrito no item 3.2.3 – ALE (Figura 1d).

As simulações com cenários de 0% e 100% de cobertura florestal também foram utilizadas para comparação e análise dos resultados, sendo identificados como 0% CF e 100 % CF, respectivamente.

Figura 1. Cenários utilizados nas simulações de configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica, sendo: (a) localização da cobertura florestal no terço inferior, próximo ao rio, cenário INF; (b) localização da cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica, cenário MED; (c) localização da cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica, cenário SUP; (d) localização aleatória da cobertura florestal em 30% da bacia hidrográfica.

A divisão dos cenários em relação ao gradiente topográfico da vertente resultou em ocupação diferente destes usos do solo para cada classe de textura (Figura 2). Uma vez que a

textura influência nos processos hidrológicos é importante considerar a relação de cada classe de textura nos cenários testados.

Figura 2. Porcentagem de presença de cada classe de textura dentro dos cenários simulados de cobertura florestal no terço inferior (INF), terço médio (MED) e terço superior (SUP).

4.2.4. Análise e indicadores dos serviços hidrológicos

Para a análise dos serviços hidrológicos foram utilizados os 5 indicadores já definidos no Capítulo 3 (item 3.2.4).

4.2.4.1. Análise estatística dos indicadores hidrológicos

Para a análise de diferenças entre os cenários foram utilizados os indicadores hidrológicos de 16 sub-bacias localizadas dentro da área de estudo. As sub-bacias foram selecionadas de acordo com os critérios já descritos no Capítulo 3 (item 3.2.4.1), e a localização das sub-bacias pode ser encontrada no mapa no ANEXO A do Capítulo 3.

Para cada cenário simulado foram, portanto, obtidos os dados das 16 sub-bacias, sendo que a porcentagem de cobertura florestal se manteve, em média, constante dentro das sub-bacias, (Figura 3). As características de cada sub-bacia encontram-se no ANEXO A deste capítulo.

Figura 3. Blox-plot da variação de porcentagem de cobertura florestal dentro de cada sub-bacia para todos os cenários de configuração da cobertura florestal na vertente da bacia hidrográfica.

Foram realizados testes de normalidade para todos os resíduos dos indicadores testados, com um valor de $p < 0,05$ para detecção de significância no conjunto de dados. Após o teste de normalidade (teste de Shapiro-Wilk, com $p < 0,05$), e após comprovação de não normalidade dos dados, foram realizados testes não paramétricos de Mann-Whitney ($p < 0,05$) para detectar diferenças estatísticas.

Todos os testes estatísticos foram realizados no software estatístico livre Past (versão 3.19).

4.2.5. Análise dos componentes do balanço hídrico

Foram obtidos os componentes do balanço hídrico simulados para cada cenário de configuração da cobertura florestal na bacia hidrográfica. Os processos utilizados para análise foram: evapotranspiração total (ET_{TOT}), interceptação (INT), infiltração (INF) e recarga da zona saturada (REC_{ZS}).

Os dados foram analisados quanto ao valor absoluto e também quanto ao valor relativo. Para a análise relativa foi realizada a diferença entre os cenários de configuração e o cenário de 0% de cobertura florestal, visando entender se os componentes do balanço hídrico diminuíram ou aumentaram com o aumento da cobertura florestal.

Foram ainda obtidos os mapas dos componentes do balanço hídrico de evapotranspiração real (ETR) e recarga da zona saturada (REC_{ZS}) para a bacia hidrográfica nos cenários de 0% CF, INF e SUP. Os dois últimos foram escolhidos por representarem duas situações extremas de configuração espacial da cobertura florestal. O cenário de 0% CF foi escolhido para comparação e análise dos processos.

Para a obtenção do processo de ETR os dados diários distribuídos na bacia hidrográfica em “pixels” de 20m x 20m foram somados para o período de um ano, obtendo assim a ETR anual de cada cenário simulado. O processo de REC_{ZS} foi obtido pela média diária de um ano de dados de recarga também distribuído espacialmente na bacia hidrográfica em “pixels” de 20m x 20m.

O fluxograma de toda metodologia utilizada na obtenção dos dados e análise dos mesmos encontra-se na Figura 4.

Figura 4. Esquema de passos utilizados na metodologia do estudo para obtenção e análise dos indicadores hidrológicos. Os passos representam as sequências utilizadas na metodologia. Passo 1: obtenção dos cenários configuração espacial da cobertura florestal a partir do Modelo Digital do Terreno (MDT) e do Índice de Posição Topográfica do terreno (TPI), sendo que cada cenário contou com 33% de cobertura florestal distribuídas no terço inferior (INF), terço médio (MED) e terço superior (SUP), assim como as simulações de 30% de cobertura florestal aleatória na bacia hidrográfica; Passo 2: Simulações hidrológicas das respostas dos três cenários de configuração espacial da cobertura florestal, do cenário aleatório e dos cenários de referência (0% e 100% de cobertura florestal); Passo 3: extração dos indicadores hidrológicos para a bacia hidrográfica e para cada uma das sub-bacias (Q: deflúvio; Q5: deflúvio índice de máximas, ou deflúvio excedido em 5% do tempo; Q95: índice de mínimas, ou deflúvio excedido em 95% do tempo; IF: índice “flashiness”; BFI: índice de escoamento base); Passo 4: Análise dos indicadores. Passo 5: Extração dos componentes do balanço hídrico para análise e comparação (ET: evapotranspiração total; INT: interceptação; INF: infiltração; REC_ZS: recarga da zona saturada).

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Efeito da configuração espacial cobertura florestal nos serviços de disponibilidade de água

As curvas de permanência do deflúvio (FDC) para os cenários simulados de configuração espacial estão apresentadas na Figura 5. Por meio da FDC é possível perceber que o cenário de 100% CF foi o que apresentou os menores valores de deflúvio ao longo do tempo, sendo que os outros cenários, com exceção do INF, se destacaram por terem maiores valores de deflúvio, com curvas próximas ao cenário de 0% CF. De maneira geral, a dinâmica entre os cenários foi igual, ou seja, o formato da FDC não se diferenciou entre os cenários e, embora os deflúvios mínimos apresentem uma maior diferença visível entre as curvas, a maior diferença entre os valores ocorreu para os deflúvios de máxima. Esta dinâmica se refletiu nos indicadores hidrológicos Q95 e Q5, conforme os resultados apresentados na Figura 6 e 7, respectivamente.

Figura 5. Curva logarítmica de permanência do deflúvio (FDC) para os quatro cenários simulados quanto à configuração espacial da cobertura florestal na bacia hidrográfica e dois cenários referência (0% CF: 0% de cobertura florestal; ALE: 30% de cobertura florestal aleatória; INF: 33% de cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica; MED: 33% de cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica; SUP: 33% de cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica; 100% CF: 100% de cobertura florestal).

Os resultados das simulações nos quatro cenários de configuração espacial e nos dois cenários referência (0% CF e 100% CF) estão apresentados na Figura 6 para o serviço de disponibilidade hídrica, representado pelos indicadores Q, Q95 e BFI.

Para o indicador de deflúvio anual o cenário com cobertura florestal na parte superior da bacia hidrográfica (SUP) foi o que apresentou maior disponibilidade hídrica, sendo inclusive o único cenário a ter diferença positiva (3,1%) em relação ao cenário de 0% CF (Tabela 1). Este efeito positivo do cenário SUP também se repete para o indicador Q95, que também apresentou aumento em relação ao 0% CF, indicando que a cobertura florestal no terço superior modificou positivamente o serviço de disponibilidade hídrica. No entanto, para o indicador BFI, embora tenha ocorrido um ligeiro aumento no cenário SUP em relação ao cenário de 0% CF (1,5% de aumento), o maior aumento ocorreu quando a cobertura florestal estava localizada no terço inferior da bacia hidrográfica (INF, 2,9% de aumento), com valor ligeiramente maior do que no cenário com 100% de cobertura florestal. Embora tenha aumentado em todos os cenários, o indicador BFI teve variação de apenas 13,26% a 13,48% entre os cenários (média de 2% de aumento em relação ao cenário com 0% CF).

O cenário com cobertura florestal no terço inferior foi também o que apresentou as maiores diminuições nos valores para os indicadores Q e Q95 em relação ao cenário sem cobertura florestal, seguido do cenário com cobertura florestal no terço médio e do cenário com cobertura aleatória. A diminuição em 34% do indicador Q95 no cenário INF foi mais da metade da diminuição que o cenário com 100% de cobertura florestal teve (-56%).

O indicador Q95 foi o que apresentou a maior diminuição em relação ao cenário 0% CF, com uma média de -23%, seguido do indicador Q (média de -5,3%) e posteriormente o BFI (média de 2%), o qual, apesar de ter os valores pouco alterados entre os cenários, foi o único indicador que apresentou aumento em todos os cenários em relação ao cenário de 0% CF.

Figura 6. Resultado das simulações dos cenários de configuração espacial da cobertura florestal (0% CF: 0% de cobertura florestal; ALE: 30% de cobertura florestal aleatória; INF: 33% de cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica; MED: 33% de cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica; SUP: 33% de cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica; 100% CF: 100% de cobertura florestal) para os indicadores hidrológicos de disponibilidade de água (Q, Q95 e BFI). Q: deflúvio; Q95: índice de mínimas, ou deflúvio excedido em 95% do tempo; BFI: índice de escoamento base.

Tabela 1. Resultado das simulações dos cenários de configuração espacial da cobertura florestal (0% CF: 0% de cobertura florestal; ALE: 30% de cobertura florestal aleatória; INF: 33% de cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica; MED: 33% de cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica; SUP: 33% de cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica; 100% CF: 100% de cobertura florestal) para os indicadores hidrológicos de disponibilidade de água (Q, Q95 e BFI). Sendo que a diferença em % tem como referência o cenário de 0% CF e os sinais positivos e negativos representam um aumento ou diminuição nos valores dos indicadores, respectivamente. Q: deflúvio; Q95: índice de mínimas, ou deflúvio excedido em 95% do tempo; BFI: índice de escoamento base.

Cenários	Q	%	Q95	%	BFI	%
0% CF	330,5	-	0,0329	-	13,10	-
ALE	321,6	-2,7	0,0291	-11,6	13,26	1,2
INF	306,6	-7,2	0,0217	-34,2	13,48	2,9
MED	320,0	-3,2	0,0269	-18,4	13,33	1,8
SUP	340,8	3,1	0,0343	4,0	13,30	1,5
100% CF	275,9	-16,5	0,0145	-56,0	13,43	2,5

Em relação às sub-bacias, os dados simulados para os indicadores deflúvio, Q95 e BFI se encontram nas Figuras 7a, 7b e 7c, respectivamente.

Em relação ao indicador de deflúvio anual (Q) é possível observar que ocorreu variação ao longo dos cenários, assim como existe tendência de diminuição nas médias dos deflúvios nos cenários ALE (311,6 mm) e INF (304,9 mm) e um ligeiro aumento nos cenários MED (305,9 mm) e SUP (326,0 mm). O cenário referência de 100% CF é o que apresentou menor valor de Q anual (266,8 mm), com diferença de 21% em relação ao cenário 0% CF (336,5 mm).

O indicador Q95, por outro lado, apresentou diferenças mais elevadas dos cenários em relação ao 0% CF, sendo que todos os cenários tiveram seus valores reduzidos, atingindo 44% no cenário com localização da cobertura florestal no terço inferior e 58,5% com 100% de cobertura florestal na bacia hidrográfica. Novamente, o cenário com menor diminuição relativa no valor de Q95 foi o SUP (13,7%), seguido pelo MED (33,5%).

O escoamento base (BFI) variou de 19,1% a 22,6% entre os cenários na média das sub-bacias, e, assim como ocorreu na bacia hidrográfica, os cenários tiveram aumento no valor de BFI em relação ao cenário de 0% CF com o cenário INF apresentando maior aumento (17,6% de aumento), seguido pelo cenário MED e SUP (com 15% de aumento).

Figura 7. Variação dos indicadores hidrológicos de disponibilidade de água dentro das sub-bacias nos cenários de configuração espacial. (a) Q: deflúvio; (b) Q95: índice de mínimas, ou deflúvio excedido em 95% do tempo; (c) BFI: índice de escoamento base (0% CF: 0% de cobertura florestal; ALE: 30% de cobertura florestal aleatória; INF: 33% de cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica; MED: 33% de cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica; SUP: 33% de cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica; 100% CF: 100% de cobertura florestal).

Foram obtidas diferenças estatísticas apenas para o indicador de deflúvio anual (Q), enquanto que os indicadores Q95 e BFI não se diferenciaram entre os cenários de forma significativa. O deflúvio apresentou diferenças estatísticas entre os cenários de 100% CF e os cenários 0% CF, ALE e SUP, sendo que os cenários INF e MED foram iguais estatisticamente ao cenário de 100% CF. Em relação ao cenário de 0% CF, nenhum cenário apresentou diferença estatística para o deflúvio anual.

A comparação estatística entre os dados encontra-se no ANEXO B.

4.3.2. Efeito da configuração espacial da cobertura florestal nos serviços de proteção

Os resultados das simulações para o serviço de mitigação ou proteção estão apresentados na Figura 8 para os indicadores de vazões máximas (Q5) e de velocidade do escoamento (IF). Para o indicador Q5 o cenário INF apresentou os menores valores entre os cenários de configuração espacial, seguido pelo cenário ALE (Figura 8).

Em relação ao cenário com 0% de cobertura florestal esta diminuição nos valores representou 15,5% e 1,9% (Tabela 2) para os cenários INF e ALE, respectivamente. Os cenários MED e SUP apresentaram um ligeiro aumento no valor do indicador Q5 em relação ao cenário 0% CF (0,3% e 3,8%, respectivamente). A diminuição em 15,5% do cenário INF representa, aproximadamente, metade da diminuição que ocorreu quando 100% da bacia hidrográfica estava coberta com floresta.

No entanto, para o indicador IF os resultados foram o inverso, ou seja, os maiores valores ocorreram para os cenários INF e MED, com o primeiro apresentando aumento de 29% em relação ao 0% CF, o que representa mais da metade do aumento que ocorreu no cenário 100% CF (41% de aumento). Por outro lado, o cenário ALE e SUP foram os menores valores de IF entre os cenários simulados e tiveram diferenças de 11% e 0%, respectivamente, em relação ao cenário 0% CF. No entanto, nenhum cenário apresentou diminuição no indicador de IF.

Figura 8. Resultado das simulações dos cenários de configuração espacial da cobertura florestal (0% CF: 0% de cobertura florestal; ALE: 30% de cobertura florestal aleatória; INF: 33% de cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica; MED: 33% de cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica; SUP: 33% de cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica; 100% CF: 100% de cobertura florestal) para os indicadores hidrológicos de mitigação e proteção (Q5 e IF). Q5: índice de máximas, ou deflúvio excedido em 5% do tempo; IF: índice “flashiness”.

Tabela 2. Resultado das simulações dos cenários de configuração espacial da cobertura florestal (0% CF: 0% de cobertura florestal; ALE: 30% de cobertura florestal aleatória; INF: 33% de cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica; MED: 33% de cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica; SUP: 33% de cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica; 100% CF: 100% de cobertura florestal) para os indicadores hidrológicos de mitigação e proteção (Q5 e IF). A diferença em % tem como referência o cenário de 0% CF e os sinais positivos e negativos representam aumento ou diminuição nos valores dos indicadores, respectivamente. Q5: índice de máximas, ou deflúvio excedido em 5% do tempo; IF: índice “flashiness”.

Cenários	IF	%	Q5	%
0% CF	146	-	4,81	-
ALE	162	11	4,72	-1,9
INF	188	29	4,06	-15,5
MED	179	23	4,82	0,3
SUP	146	0	4,99	3,8
100% CF	205	41	2,98	-38,1

Em relação às sub-bacias, foram observadas variações nos valores dos dois indicadores (Figuras 9a e 9b). A média das sub-bacias do indicador Q5 diminuiu em todos os cenários quando comparada com o cenário de 0% CF. A maior queda foi no cenário INF (15,6%), ficando abaixo apenas da diminuição no cenário de 100% CF (33,5%), enquanto que o cenário SUP apresentou a menor redução (2,2%). Os valores médios de IF nas sub-bacias também foram reduzidos, com exceção do cenário INF, o qual teve 1% de aumento em relação ao cenário de 0% CF. A maior redução foi do cenário MED (8%), seguido pelo cenário ALE (7,4%), e cenário SUP (1,8%).

Em relação ao indicador Q5, o cenário de 100% CF foi estatisticamente diferente de todos os outros cenários de configuração espacial. Diferentemente, para o cenário 0% CF não foi obtida diferença estatística significativa dos demais cenários de configuração espacial da cobertura florestal. O indicador IF, por outro lado, não apresentou diferença estatística significativa em relação a nenhum dos cenários simulados.

Os resultados da análise estatística realizadas nos dados das sub-bacias encontram-se no ANEXO B.

Figura 9. Variação dos indicadores hidrológicos de proteção dentro das sub-bacias nos cenários de configuração espacial. (a) Q5: índice de máximas, ou deflúvio excedido em 5% do tempo; (b) IF: índice “flashiness” (0% CF: 0% de cobertura florestal; ALE: 30% de cobertura florestal aleatória; INF: 33% de cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica; MED: 33% de cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica; SUP: 33% de cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica; 100% CF: 100% de cobertura florestal).

4.3.3. Efeito da configuração espacial da cobertura florestal nos componentes do balanço hídrico

Os resultados das simulações quanto aos componentes do balanço hídrico e os efeitos da configuração espacial nos mesmos podem ser visualizados na Figura 10 em valores absolutos, e na Figura 11 em valores relativos ao cenário de 0% de cobertura florestal.

A evapotranspiração total (ET_{TOT}) foi, junto com a infiltração (INFIL), o processo com maior magnitude de valores no balanço hídrico, no entanto, seus valores entre os cenários testados não foram extremamente diferentes. O maior valor de ET_{TOT} ocorreu no cenário MED (945,4 mm) e o menor no INF (922,4), sendo a diferença entre os dois de 23 mm. A diferença relativa com o cenário de 0% CF também manteve o mesmo padrão, ficando entre 2,3% e 4,8% de aumento para os cenários INF e MED, respectivamente, no processo de ET_{TOT} . Os cenários SUP e ALE ficaram com valores intermediários de evapotranspiração, com diferença relativa de 4,3% e 3,1% em relação ao cenário 0% CF, respectivamente.

Para o processo de infiltração as diferenças entre os cenários foram sutis, e a maior diferença entre cenários foi de 19,3 mm com os cenários SUP e INF.

Figura 10. Resultados dos efeitos das simulações dos cenários de configuração espacial da cobertura florestal (0% CF: 0% de cobertura florestal; ALE: 30% de cobertura florestal aleatória; INF: 33% de cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica; MED: 33% de cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica; SUP: 33% de cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica; 100% CF: 100% de cobertura florestal) nos componentes do balanço hídrico anual da bacia hidrográfica. (ET_{TOT} : evapotranspiração total; Q: deflúvio anual; INT: interceptação; INF: infiltração; RECzs: recarga da zona saturada).

Assim como ocorreu na ET_{TOT} , o cenário com cobertura florestal na parte inferior da bacia hidrográfica resultou nos menores valores de infiltração, com diferença relativa de 2,9% em relação ao cenário de 0% CF. Também foi o cenário com maior valor de recarga da zona saturada, com aumento de, aproximadamente, 7% em relação ao cenário com 0% de cobertura florestal. Ao contrário do cenário INF, a simulação com cobertura florestal na parte superior da bacia hidrográfica (SUP) apresentou os menores valores de recarga da zona saturada (435,2 mm).

O processo de interceptação apresentou ligeiras diferenças entre os cenários, e a diferença entre o cenário com maior valor (MED) e o de menor valor (SUP) foi de apenas 11 mm. Em relação à precipitação a porcentagem interceptada na bacia hidrográfica se manteve entre 15% e 16%.

Figura 11. Resultados relativos dos efeitos das simulações dos cenários de configuração espacial da cobertura florestal (0% CF: 0% de cobertura florestal; ALE: 30% de cobertura florestal aleatória; INF: 33% de cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica; MED: 33% de cobertura florestal no terço médio da bacia hidrográfica; SUP: 33% de cobertura florestal no terço superior da bacia hidrográfica; 100% CF: 100% de cobertura florestal) nos componentes do balanço hídrico anual da bacia hidrográfica (ET_{TOT} : evapotranspiração total; Q: deflúvio anual; INT: interceptação; INF: infiltração; REC_{ZS}: recarga da zona saturada).

A distribuição espacial da evapotranspiração real e recarga da zona saturada podem ser vistas na Figura 12 para o cenário de 0% CF. As Figuras 13 e 14 apresentam os mesmos processos citados para os cenários INF e SUP, respectivamente. Adotando-se como base os resultados da Figura 12 como cenários referência para estes dois processos, é possível perceber

que os maiores valores de ETR ocorreram nas áreas mais baixas da topografia, ou seja, mais próximas aos canais de drenagem. Ao contrário, a recarga da zona saturada tem os valores mais altos presentes nas partes elevadas da topografia, bem como os valores negativos estão localizados nas áreas mais baixas, locais onde há mais troca entre a zona saturada e não saturada.

Os resultados apresentados na Figura 13 se diferenciaram dos obtidos no cenário referência de 0% CF, neste caso, os maiores valores de ETR continuam localizados na parte inferior da topografia, mas com um consumo maior por parte da cobertura florestal que também está localizada neste local. A média da ETR na parte inferior da bacia hidrográfica aumentou de 971,8 mm no cenário 0% CF para 1078,9 mm no cenário de INF, um aumento de 11% de ETR apenas neste local.

A cobertura florestal na parte inferior da bacia hidrográfica teve pouco efeito sobre a recarga da zona saturada, com os valores médios da área oscilando entre $-0,8 \text{ mm dia}^{-1}$ e $0,9 \text{ mm dia}^{-1}$ para os cenários de 0% CF e INF, respectivamente.

A ETR no cenário com cobertura florestal localizada no terço superior (Figura 14) apresentou uma maior concentração de valores elevados nestes locais quando comparado com o cenário de 0% CF, no entanto, áreas próximas aos canais de drenagem ainda continuaram apresentando valores elevados de ETR. A média de ETR nas áreas com localização da cobertura florestal no cenário SUP foi de 933,3 enquanto que a mesma área no cenário de 0% CF teve uma ETR de 830,5 mm, o que corresponde a um aumento de 10% na ETR neste local.

Ainda em relação a Figura 14, a recarga da zona saturada apresentou áreas com os menores valores de recarga próximos às regiões com cobertura florestal, o que pode ter sido ocasionado pela menor entrada de água devido a interceptação da água pela cobertura florestal. Neste cenário, a região superior da bacia hidrográfica apresentou uma recarga média de $0,65 \text{ mm dia}^{-1}$, enquanto que no cenário de 0% CF esta média foi de $1,02 \text{ mm dia}^{-1}$, diminuição de 36% da recarga nesta região.

Figura 12. Distribuição espacial dos processos de evapotranspiração real anual (mm) e média diária da recarga da zona saturada para o cenário de 0% de cobertura florestal (0% CF).

Figura 13. Distribuição espacial dos processos de evapotranspiração real anual (mm) e média diária da recarga da zona saturada para o cenário de cobertura florestal localizada no terço inferior da bacia hidrográfica (INF).

Figura 14. Distribuição espacial dos processos de evapotranspiração real anual (mm) e média diária da recarga da zona saturada para o cenário de cobertura florestal localizada no terço superior da bacia hidrográfica (SUP).

4.4. DISCUSSÃO

4.4.1. Efeito da configuração espacial da cobertura florestal nos serviços de disponibilidade de água

Os resultados deste estudo forneceram evidências a respeito do papel que a configuração espacial da cobertura florestal tem sobre os serviços hidrológicos de disponibilidade de água em uma bacia hidrográfica de características agrícola. Entender como a configuração espacial pode aumentar a oferta de determinados serviços pode ser fundamental em locais que o aumento da proporção florestal é limitado (Qiu e Turner, 2015).

A primeira hipótese testada neste estudo foi em relação a influência da configuração espacial da cobertura florestal nos serviços de disponibilidade hídrica. De acordo com os resultados obtidos, esta hipótese pode ser aceita, uma vez que, os três indicadores de disponibilidade hídrica variaram os valores entre os cenários testados, ou seja, há modificação dos processos como resultado da configuração espacial, e ocorreram diferenças estatísticas para o indicador de deflúvio anual (Q) entre alguns cenários.

Em Qiu e Turner (2015), os autores testaram a influência da heterogeneidade da paisagem nos serviços hidrológicos, e concluíram que tanto a configuração quanto a composição da paisagem influenciam os serviços hidrológicos, no entanto, a composição tem um efeito maior, sendo que a configuração da paisagem só tem maior efeito quando um único uso da terra não domina a paisagem (Gergel, 2005). No presente estudo, a paisagem é dominada por uma matriz de cana-de-açúcar, a qual, portanto, limita o efeito da configuração nos serviços hidrológicos.

Os resultados apresentados mostraram que a disponibilidade de água variou entre os cenários, e, quando a cobertura florestal foi inserida nos locais com menores gradientes topográficos (INF), os indicadores resultaram em menor disponibilidade de água, ao contrário, no cenário com a cobertura florestal localizada na parte superior (SUP) da bacia hidrográfica ocorreu aumento do serviço. Esta variação na disponibilidade hídrica seguindo a localização da cobertura florestal também foi observada em outros estudos (Abdelnour et al., 2011; Dean et al., 2015), nos quais a cobertura florestal na parte superior da bacia hidrográfica resultou em aumento nos valores de deflúvio. Estas diferenças são reflexos de como a cobertura florestal pode influenciar os processos hidrológicos de formas distintas dependendo do gradiente local (Schilling, 2009).

Entre os processos hidrológicos influenciados pela topografia a taxa de evapotranspiração é citada entre os estudos como sendo maior nas áreas próximas ao canal de

drenagem (Mitchell et al., 2012; Hawthorne e Miniati, 2018), possivelmente influenciando também a umidade do solo e a água armazenada, a qual foi considerada maior nas áreas mais próximas ao rio no estudo de Mei et al. (2018) e Tromp-van Meerveld e McDonnell (2006). No entanto, os resultados obtidos neste estudo não revelaram diferença expressiva entre as taxas de evapotranspiração nos cenários simulados INF e SUP (922,4 mm e 941,2 mm), o que pode ter contribuído para a não diferenciação estatística entre os indicadores dos diferentes cenários. Por outro lado, a espacialização da ETR na bacia hidrográfica revelou que há maior concentração de taxas elevadas deste processo nas áreas próximas ao rio mesmo no cenário sem cobertura florestal (0% CF), sendo que a inserção de cobertura florestal no terço superior (cenário SUP) levou ao aumento desta taxa nestes locais, o que, possivelmente, resultou em aumento maior de evapotranspiração neste cenário em relação ao cenário INF. A diferença na evapotranspiração dos cenários foi de 2%, enquanto que em estudos realizados em outras regiões essa diferença foi de 40%, com as áreas próximas ao rio apresentando maior evapotranspiração (Mitchell et al., 2012). Possivelmente, neste estudo, a diferença na evapotranspiração entre os cenários foi menor pois não ocorreu diferenciação entre as características da cobertura florestal nos cenários. De acordo com o estudo de Hawthorne e Miniati (2018) existe uma diferença estrutural entre as árvores que crescem nas áreas superiores da bacia hidrográfica daquelas próximas ao rio, entre estas diferenças pode-se destacar a altura e a quantidade de alburno no tronco e área basal (Tromp-van Meerveld e McDonnell, 2006), o que refletiria em maior taxa de transpiração destas árvores. Portanto, esta limitação na metodologia pode ter levado a uma menor taxa de evapotranspiração no cenário INF.

A recarga do lençol freático também consta entre os estudos como um dos processos mais influenciados pelo gradiente local de topografia (Dean et al., 2015; Schilling, 2009). Teoricamente, o processo de recarga, em sua maioria, ocorre na parte superior da topografia e o escoamento superficial nas partes inferiores da bacia hidrográfica (Freeze e Cherry, 1979). Os resultados deste processo no cenário de 0% CF mostraram que as áreas com maiores valores de recarga média estão localizadas nas partes mais afastadas do rio, possivelmente indicando estes locais como áreas de recarga (Figura 12). Em estudos realizados em climas diferentes, como baixa precipitação, a recarga pode assumir padrões diferentes, como é o caso dos estudos de Dean et al. (2015) e Schilling (2009), nos quais os autores encontraram maior recarga nos locais com menor gradiente topográfico, isto devido, principalmente, à facilidade de infiltração da água nos canais já formados pelos rios efêmeros, o que aumentaria a recarga destes locais.

Neste estudo, o processo de recarga em todos os cenários testados foi maior do que no cenário sem cobertura florestal, ou seja, ocorreu aumento da recarga independentemente da

localização da cobertura florestal. O maior valor de recarga ocorreu no cenário com cobertura florestal no terço inferior, o que poderia ser explicado pela maior quantidade de escoamento sub-superficial nestas áreas provenientes das partes superiores da bacia hidrográfica, como proposto por Zhu et al. (2014) e Daws et al. (2002); a cobertura florestal neste caso exerceria um papel de reter o escoamento direto e favorecer a recarga do lençol freático, assim como discutido no estudo de Gao e Yu (2017), no qual os autores atribuem o aumento do perímetro de borda da floresta como um fator eficiente na interceptação do fluxo sub-superficial, e, consequentemente, reduzindo o deflúvio. Resultados semelhantes foram obtidos por Boongaling et al. (2018) que obtiveram um aumento do fluxo base relacionado ao aumento da borda de cobertura florestal na paisagem.

Os resultados, portanto, apontam que a cobertura florestal no terço inferior parece influenciar positivamente no processo de recarga, ainda que isto leve à diminuição da disponibilidade hídrica no primeiro momento. Este fato pode ser explicado pela complexa dinâmica dos efeitos da recarga (Booth et al., 2016), que pode ter uma lacuna de tempo e espaço entre o indicador e o serviço hidrológico. Por sua vez, o cenário com cobertura florestal no terço superior foi o que mais resultou em disponibilidade hídrica, com aumento no deflúvio e no índice Q95. Esta maior disponibilidade hídrica pode ser resultado da diminuição do escoamento base (menor indicador BFI) e o favorecimento do escoamento direto, diminuição da infiltração e menor recarga do lençol freático no cenário SUP. No entanto, é importante ressaltar que apesar destas diferenças não foi obtido diferença estatisticamente significativa entre os cenários.

Dentro deste contexto, é importante ressaltar que a distribuição da cobertura florestal dentro de cada classe de textura foi diferente (Figura 2), uma vez que a textura do solo influencia nos processos hidrológicos (Rodriguez-Iturbe, 2000) as simulações dos cenários podem ter sido influenciadas também pelas modificações na textura.

As modificações nos processos hidrológicos, e consequentemente nos serviços hidrológicos, por conta da localização da cobertura florestal resultaram em mudanças nos indicadores de disponibilidade hídrica, contudo, no estudo de Gao e Yu (2017) os autores concluíram que a configuração possivelmente teria maior efeito nos serviços de proteção (i.e., picos de vazão) do que no deflúvio da bacia hidrográfica.

4.4.2. Efeito da configuração espacial da cobertura florestal nos serviços de proteção

Em relação a hipótese sobre a influência da configuração espacial da cobertura florestal no serviço de proteção, os resultados obtidos neste estudo permitem rejeitar esta hipótese, ou seja, não foram encontradas diferenças estatísticas entre os indicadores de proteção e as diferentes localizações da cobertura florestal na vertente da bacia hidrográfica. Apesar de o cenário com cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica ser o que mais influenciou no indicador Q5, não foi possível detectar diferença estatística demais cenários.

Diversos estudos vêm comprovando que a cobertura florestal tem influência direta na dinâmica das vazões máximas (Q5), e que a proporção desta cobertura é fundamental nesta relação (Gao e Yu, 2017), pois a perda da cobertura florestal leva a um aumento do escoamento direto, resultando em até 10% de incremento no volume dos picos de vazão (Guzha et al., 2018). No entanto, a localização da cobertura florestal também influencia os serviços de proteção, como pode ser observado nos resultados apresentados, nos quais as vazões máximas diminuíram nos cenários INF e ALE e aumentaram nos cenários MED e SUP. Esta diferença nos cenários é explicada pelo papel fundamental atribuído à topografia na dinâmica da água em uma bacia hidrográfica, como exemplificado por Band et al. (1993) e McGuire et al. (2005), e assim como no estudo de Tetzlaff e Soulsby (2008) que atribuíram a topografia papel importante na geração do escoamento base.

A diminuição de mais de 15% nos valores de Q5 no cenário com cobertura florestal localizada na parte inferior da bacia hidrográfica corrobora outros estudos realizados para otimizar o planejamento de bacias hidrográficas e diminuir a quantidade de escoamento direto que chega aos rios (Kalantari et al., 2014; Yeo et al., 2007, 2004). A cobertura florestal próxima aos rios aumenta a rugosidade do terreno e influencia na quantidade de água que chega aos rios (Kalantari et al., 2014), o que também resultou na diminuição do deflúvio neste cenário. Ainda que os processos hidrológicos na vertente da bacia hidrográfica favoreçam o fluxo de água das partes altas para as partes baixas, e aumentem o acúmulo de água nestas regiões (Daws et al., 2002), os resultados apontam que o papel da cobertura florestal na retenção do fluxo de água parece estar funcionando, principalmente, devido a diminuição do Q5. Em áreas onde a dinâmica do escoamento direto favorece o escoamento superficial, a cobertura florestal próxima aos rios parece ter um papel mais importante na retenção dos fluxos, do que em locais onde a água se move canalizada ou por escoamento sub-superficial (Buttle, 2002; Norris, 1993). No entanto, apesar da diminuição do indicador Q5, o indicador IF apresentou o maior valor, o que indica aumento na diferença entre vazões máximas e mínimas, principalmente, devido aos baixos

valores de Q95, indicando uma relativa instabilidade do cenário, de acordo com Brogna et al. (2017).

O cenário com cobertura florestal aleatória também apresentou diminuição do indicador Q5, ainda que menor do que o cenário INF. Esta diminuição nos picos pode ser explicada pela teoria de Gao e Yu (2017), na qual os autores atribuem ao perímetro das áreas com floresta a diminuição no escoamento direto, concluindo que a fragmentação da cobertura florestal reduz os picos de vazão (Gao e Yu, 2017). Interessante notar ainda que, o cenário ALE apresentou um índice de IF menor do que o cenário INF, caracterizando-o, segundo Brogna et al. (2017), como mais estável.

Os cenários MED e SUP resultaram em aumento do indicador Q5, indicando que a cobertura florestal no terço médio e superior da bacia hidrográfica podem influenciar negativamente nos valores das vazões máximas. No entanto, o cenário SUP resultou no menor valor do indicador IF, o que, segundo Brogna et al. (2017), representa maior estabilidade dos dados de deflúvio. No entanto, o maior valor de IF foi obtido no cenário com 100% de cobertura florestal, o qual seria referência para o serviço de proteção, contrariando os valores obtidos pelo indicador IF. Devido a este impasse, o indicador IF não foi considerado para mensuração do serviço de proteção neste estudo.

Ainda em relação à diminuição do indicador de vazões máximas no cenário com cobertura florestal nas áreas próximas aos rios, esta redução pode estar relacionada à diminuição do escoamento superficial que chegaria ao riacho, devido à presença desta cobertura que resultaria em menor carregamento de solo, diminuindo o assoreamento dos rios. Este papel de proteção da cobertura florestal ao longo dos corpos hídricos também foi encontrado em estudos sobre a importância e benefícios destas áreas ripárias (Polyakov et al., 2005). Portanto, a proteção da qualidade da água é papel chave da cobertura florestal nas áreas adjacentes aos corpos hídricos (Brogna et al., 2018; Norris, 1993; Polyakov et al., 2005). No entanto, é importante ressaltar que, apesar da presença desta cobertura florestal nas áreas próximas ao rio, elas são eficientes na redução dos picos de vazão, principalmente, nas chuvas de baixa magnitude (Calder, 2007; Kalantari et al., 2014), além disso, os resultados deste estudo são referentes a áreas de cobertura florestal em 33% da bacia hidrográfica, sendo que o restante tem uma importância ainda maior na proteção dos serviços hidrológicos, pois a composição da paisagem tem papel fundamental nos processos hidrológicos (Gao e Yu, 2017; Polyakov et al., 2005; Yeo et al., 2004). No restante da área, ocupada por áreas agrícolas como a cultura canavieira, práticas conservacionistas de solo e água podem ser empregadas para diminuição das vazões máximas (Schilling et al., 2018; Verstraeten et al., 2006).

4.4.3. “Trade-off” do efeito da cobertura florestal nos serviços hidrológicos

Diante dos resultados obtidos é possível dizer que a configuração espacial da cobertura florestal influencia de forma complexa os serviços hidrológicos, e, em muitos casos, de maneira contrária aos serviços de disponibilidade e proteção. Resultado semelhante foi obtido no estudo de Qiu e Turner (2015), no qual os autores concluíram que ao mesmo tempo que a restauração da cobertura florestal de áreas úmidas pode aumentar a qualidade da água, a mesma restauração também pode diminuir a recarga. Estas variadas respostas dos serviços hidrológicos precedidas de mudanças de uso da terra resultam nos chamados “trade-off”, que estão presentes em várias análises de serviços hidrológicos (Ghimire et al., 2014; Qiu e Turner, 2013; Ryffel et al., 2014).

Neste estudo, a cobertura florestal localizada no terço inferior da bacia hidrográfica pôde diminuir os picos de máximas vazões, e também gerar redução nos valores de deflúvio. Assim como, a cobertura florestal localizada no terço superior pode aumentar as vazões mínimas e, ao mesmo tempo, aumentar os picos de vazões de máximas. Portanto, em uma restauração florestal, com o intuito de aumentar a cobertura florestal na bacia hidrográfica, é necessária a definição de qual serviço pretende-se alcançar, qual o objetivo em termos de serviço hidrológico. Isto, pois, uma vez que há uma complexidade e interação entre os serviços as situações de “trade-off” precisam ser consideradas no manejo das bacias hidrográficas quando o objetivo for promover os benefícios referentes aos serviços hidrológicos (Booth et al., 2016; Guswa et al., 2014).

Pensando em um planejamento da paisagem com duas estratégias de restauração da cobertura florestal conhecidas como separação entre áreas produtivas e de conservação (“land sparing”) e compartilhamento das áreas produtivas e de conservação (“land sharing”) (Fischer et al., 2014; Phalan et al., 2011), as respostas para os serviços hidrológicos também serão diferentes. De acordo com os resultados apresentados, a localização desta cobertura tem relevância nos resultados gerados, portanto, pode-se dizer que para os serviços hidrológicos retirar a floresta da bacia hidrográfica e das sub-bacias ou concentrar esta cobertura sem planejamento não é a melhor estratégia no planejamento da paisagem, sendo o compartilhamento das áreas uma opção mais viável para os serviços hidrológicos.

4.5. CONCLUSÕES

As duas hipóteses de que, a configuração da cobertura florestal na vertente de uma bacia hidrográfica, poderiam influenciar os serviços de disponibilidade hídrica e proteção, no entanto,

apenas a primeira hipótese pode ser aceita. Ou seja, para as condições do estudo, bacia hidrográfica na região tropical e metodologia empregada, a configuração da cobertura florestal tem influência no serviço de disponibilidade hídrica, mas não no de proteção.

O serviço hidrológico de proteção sofreu influência da configuração espacial da cobertura florestal, especialmente devido à redução dos picos de máxima no cenário com cobertura florestal no terço inferior da bacia hidrográfica, embora não tenha apresentado diferença estatística entre os cenários. Por outro lado, este mesmo cenário diminuiu os valores de disponibilidade hídrica, pois reduziu os valores de deflúvio e vazões mínimas. Estes resultados são, possivelmente, relacionados aos processos de evapotranspiração real e recarga da zona saturada.

Existe um “trade-off” entre os serviços de proteção e disponibilidade hídrica, sendo que o cenário com cobertura florestal no terço inferior foi o que mais se aproximou de uma localização ideal, pois favoreceu a diminuição dos picos de máxima vazão e aumentou a recarga do lençol freático.

Diante dos dados apresentados neste estudo é possível concluir que o planejamento do uso da terra deve considerar a configuração espacial da cobertura, considerando que os processos hidrológicos se modificam no gradiente topográfico. Os resultados apresentados devem ser tratados como indicativos dos possíveis efeitos que o planejamento pode alcançar.

Referências

- Abbott, M., Bathurst, J., Cunge, J., O’Connell, P., Rasmussen, J., 1986a. An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, “SHE”, 2: Structure of a physically-based, distributed modelling system. *J. Hydrol.* 87, 61–77. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90115-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90115-0)
- Abbott, M., Bathurst, J., Cunge, J., O’Connell, P., Rasmussen, J., 1986b. An introduction to the European Hydrological System—Systeme Hydrologique Europeen, “SHE”, 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling. *J. Hydrol.* 87, 45–59.
- Abdelnour, A., Stieglitz, M., Pan, F., McKane, R., 2011. Catchment hydrological responses to forest harvest amount and spatial pattern. *Water Resour. Res.* 47, 1–18. <https://doi.org/10.1029/2010WR010165>
- Agnew, L.J., Lyon, S., Gérard-Marchant, P., Collins, V.B., Lembo, A.J., Steenhuis, T.S., Walter, M.T., 2006. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. *J. Environ. Manage.* 78, 63–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.021>
- Al Khudhairy, D., Thompson, Gavin, H., Hamm, N., 1999. Hydrological modelling of a drained grazing marsh under agricultural land use and the simulation of restoration management scenarios. *Hydrol. Sci. J.* 44, 943–971. <https://doi.org/10.1080/02626669909492291>

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. FAO Irrigation and Drainage Paper No.56. FAO, Rome.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Alves-Pinto, H.N., Latawiec, A.E., Strassburg, B.B.N., Barros, F.S.M., Sansevero, J.B.B., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Lemgruber, L., Rangel, M.C., Silva, A.C.P., 2017. Reconciling rural development and ecological restoration: Strategies and policy recommendations for the Brazilian Atlantic Forest. *Land use policy* 60, 419–426. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.08.004>
- Andersen, J., Refsgaard, J.C., Jensen, K.H., 2001. Distributed hydrological modelling of the Senegal River Basin - Model construction and validation. *J. Hydrol.* 247, 200–214. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00384-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00384-5)
- Andréassian, V., 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. *J. Hydrol.* 291, 1–27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.015>
- Andrén, H., 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71, 355. <https://doi.org/10.2307/3545823>
- Arnold, J., Srinivasan, R., Muttiah, R., Williams, J., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 34, 73–89.
- Band, L.E., Hwang, T., Hales, T.C., Vose, J., Ford, C., 2012. Ecosystem processes at the watershed scale: Mapping and modeling ecohydrological controls of landslides. *Geomorphology* 137, 159–167. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.06.025>
- Band, L.E., Patterson, P., Nemani, R., Running, S.W., 1993. Forest ecosystem processes at the watershed scale: incorporating hillslope hydrology. *Agric. For. Meteorol.* 63, 93–126. [https://doi.org/10.1016/0168-1923\(93\)90024-C](https://doi.org/10.1016/0168-1923(93)90024-C)
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L.R., Pearse, W.D., Bueno, A.A., Bruscagin, R.T., Condez, T.H., Dixo, M., Igari, A.T., Martensen, A.C., Metzger, J.P., 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science* (80-.). 345, 1041–1045. <https://doi.org/10.1126/science.1255768>
- Battie Laclau, P., Laclau, J.P., 2009. Growth of the whole root system for a plant crop of sugarcane under rainfed and irrigated environments in Brazil. *F. Crop. Res.* 114, 351–360. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2009.09.004>
- Beck, H.E., Bruijnzeel, L.A., van Dijk, A.I.J.M., McVicar, T.R., Scatena, F.N., Schellekens, J., 2013. The impact of forest regeneration on streamflow in 12 mesoscale humid tropical catchments. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 2613–2635. <https://doi.org/10.5194/hess-17-2613-2013>
- Beskow, S., de Mello, C.R., Norton, L.D., 2011. Development , sensitivity and uncertainty analysis of LASH model. *Sci. Agric.* 68, 265–274.

- Beskow, S., Norton, L.D., Mello, C.R., 2013a. Hydrological Prediction in a Tropical Watershed Dominated by Oxisols Using a Distributed Hydrological Model. *Water Resour. Manag.* 27, 341–363. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0189-8>
- Beskow, S., Norton, L.D., Mello, C.R., 2013b. Hydrological Prediction in a Tropical Watershed Dominated by Oxisols Using a Distributed Hydrological Model. *Water Resour. Manag.* 27, 341–363. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0189-8>
- Birkel, C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., 2012a. Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical rainforest headwater catchment. *Hydrol. Sci. Journal-Journal Des Sci. Hydrol.* 57, 1543–1561. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.728707>
- Birkel, C., Soulsby, C., Tetzlaff, D., 2012b. Modelling the impacts of land-cover change on streamflow dynamics of a tropical rainforest headwater catchment. *Hydrol. Sci. J.* 57, 1543–1561. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.728707>
- Blöschl, G., Ardoin-Bardin, S., Bonell, M., Dörninger, M., Goodrich, D., Gutknecht, D., Matamoros, D., Merz, B., Shand, P., Szolgay, J., 2007. At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? *Hydrol. Process.* 21, 1241–1247. <https://doi.org/10.1002/hyp.6669>
- Bonell, M., Purandara, B.K., Venkatesh, B., Krishnaswamy, J., Acharya, H.A.K., Singh, U. V., Jayakumar, R., Chappell, N., 2010. The impact of forest use and reforestation on soil hydraulic conductivity in the Western Ghats of India: Implications for surface and sub-surface hydrology. *J. Hydrol.* 391, 47–62. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.004>
- Boongaling, C.G.K., Faustino-Eslava, D. V., Lansigan, F.P., 2018. Modeling land use change impacts on hydrology and the use of landscape metrics as tools for watershed management: The case of an ungauged catchment in the Philippines. *Land use policy* 72, 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.042>
- Booth, E.G., Zipper, S.C., Loheide, S.P., Kucharik, C.J., 2016. Is groundwater recharge always serving us well? Water supply provisioning, crop production, and flood attenuation in conflict in Wisconsin, USA. *Ecosyst. Serv.* 21, 153–165. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.08.007>
- Bosch, J., Hewlett, J., 1982. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. Hydrol.* 55, 3–23.
- Boyero, L., Ramírez, A., Dudgeon, D., Pearson, R.G., 2009. Are tropical streams really different? *J. North Am. Benthol. Soc.* 28, 397–403. <https://doi.org/10.1899/08-146.1>
- Boyle, D.P., Gupta, H. V., Sorooshian, S., 2000. Toward improved calibration of hydrologic models: Combining the strengths of manual and automatic methods. *Water Resour. Res.* 36, 3663–3674. <https://doi.org/10.1029/2000WR900207>
- Brauman, K.A., Daily, G.C., Duarte, T.K., Mooney, H.A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 1–32. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>

- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2015. Impacts of Land-Use Change on Groundwater Supply: Ecosystem Services Assessment in Kona, Hawaii. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 141. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000495](https://doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000495)
- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2012. Land cover effects on groundwater recharge in the tropics: Ecohydrologic mechanisms. *Ecohydrology* 5, 435–444. <https://doi.org/10.1002/eco.236>
- Brauman, K.A., Freyberg, D.L., Daily, G.C., 2010. Forest structure influences on rainfall partitioning and cloud interception: A comparison of native forest sites in Kona, Hawai'i. *Agric. For. Meteorol.* 150, 265–275. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.011>
- Brito, A. dos S., Libardi, P.L., Ghiberto, P.J., 2009. Componentes do balanço de água no solo com cana-de-açúcar, com e sem adubação nitrogenada. *Rev. Bras. Cienc. do Solo* 33, 295–303. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.1974.tb00606.x>
- Brogna, D., Dufrêne, M., Michez, A., Latli, A., Jacobs, S., Vincke, C., Dendoncker, N., 2018. Forest cover correlates with good biological water quality. Insights from a regional study (Wallonia, Belgium). *J. Environ. Manage.* 211, 9–21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.017>
- Brogna, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., Dendoncker, N., 2017. How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium). *Ecol. Indic.* 72, 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>
- Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W., Vertessy, R.A., 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *J. Hydrol.* 310, 28–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>
- Bruijnzeel, L., 2004. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agric. Ecosyst. Environ.* 104, 185–228. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>
- Bruijnzeel, L., 1990. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review., ... effects of conversion: a state of knowledge review. UNESCO, Amsterdam, Netherlands.
- Buttle, J.M., 2011. Streamflow response to headwater reforestation in the Ganaraska River basin, southern Ontario, Canada. *Hydrol. Process.* 25, 3030–3041. <https://doi.org/10.1002/hyp.8061>
- Buttle, J.M., 2002. Rethinking the donut: the case for hydrologically relevant buffer zones. *Hydrol. Process.* 16, 3093–3096. <https://doi.org/10.1002/hyp.5066>
- Cabral, O.M.R., Rocha, H.R., Gash, J.H., Ligo, M.A.V., Tatsch, J.D., Freitas, H.C., Brasilio, E., 2012. Water use in a sugarcane plantation. *Glob. Chang. Biol. Bioenergy* 4, 555–565. <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01155.x>
- Cadol, D., Kampf, S., Wohl, E., 2012. Effects of evapotranspiration on baseflow in a tropical headwater catchment. *J. Hydrol.* 462–463, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.060>

- Calder, I., 1998. Water use by forests, limits and controls. *Tree Physiol.* 18, 625–631.
- Calder, I.R., 2007. Forests and water-Ensuring forest benefits outweigh water costs. *For. Ecol. Manage.* 251, 110–120. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.015>
- Calder, I.R., 2002. Forests and Hydrological Services : Reconciling public and science perceptions. *L. Use Water Resour. Res.* 2, 1–12.
- Canadell, J., Jackson, R., Ehleringer, J., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.-D., 1996. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. *Oecologia* 108, 583–595. <https://doi.org/10.1007/BF00329030>
- Carvalho-Santos, C., Honrado, J.P., Hein, L., 2014. Hydrological services and the role of forests: Conceptualization and indicator-based analysis with an illustration at a regional scale. *Ecol. Complex.* 20, 69–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2014.09.001>
- Chalkidis, I., Seferlis, M., Sakellariou-Makrantonaki, M., 2016. Evaluation of the environmental impact of an irrigation network in a Ramsar area of the Greek part of the Strymonas River basin using a coupled MIKE SHE/MIKE 11 modelling system. *Glob. Nest J.* 18, 56–66.
- Chandler, D.G., 2006. Reversibility of forest conversion impacts on water budgets in tropical karst terrain. *For. Ecol. Manage.* 224, 95–103. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.010>
- Cherubin, M.R., Karlen, D.L., Franco, A.L.C., Tormena, C.A., Cerri, C.E.P., Davies, C.A., Cerri, C.C., 2016. Soil physical quality response to sugarcane expansion in Brazil. *Geoderma* 267, 156–168. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.01.004>
- Chiew, F.H.S., McMahon, T.A., 1993. Assessing the adequacy of catchment streamflow yield estimates. *Aust. J. Soil Res.* 31, 665–680. <https://doi.org/10.1071/SR9930665>
- Chow, V. te, 1959. Open-channel hydraulics.
- Costanza, R., 1998. The value of ecosystem services. *Ecol. Econ.* 25, 1–2. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(98\)00007-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00007-X)
- Coyle, C., Creamer, R.E., Schulte, R.P.O., O’Sullivan, L., Jordan, P., 2016. A Functional Land Management conceptual framework under soil drainage and land use scenarios. *Environ. Sci. Policy* 56, 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.10.012>
- Daggupati, P., Pai, N., Ale, S., Zeckoski, R.W., Jeong, J., Parajuli, P.B., Saraswat, D., Youssef, M.A., 2015. A Recommended Calibration and Validation Strategy for Hydrologic and Water Quality Models. *Trans. ASABE* 58, 1705–1719. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10712>
- Dai, Z., Li, C., Trettin, C., Sun, G., Amatya, D., Li, H., 2010. Bi-criteria evaluation of the MIKE SHE model for a forested watershed on the South Carolina coastal plain. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 1033–1046. <https://doi.org/10.5194/hess-14-1033-2010>
- Daniels, A.E., Bagstad, K., Esposito, V., Moulaert, A., Rodriguez, C.M., 2010. Understanding the impacts of Costa Rica’s PES: Are we asking the right questions? *Ecol. Econ.* 69, 2116–2126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.011>

- Daws, M.I., Mullins, C.E., Burslem, D.F.R.P., Paton, S.R., Dalling, J.W., 2002. Topographic position affects the water regime in a semideciduous tropical forest in Panamá. *Plant Soil* 238, 79–90. <https://doi.org/10.1023/A:1014289930621>
- De Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol. Complex.* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Dean, J.F., Webb, J.A., Jacobsen, G.E., Chisari, R., Dresel, P.E., 2015. A groundwater recharge perspective on locating tree plantations within low-rainfall catchments to limit water resource losses. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 1107–1123. <https://doi.org/10.5194/hess-19-1107-2015>
- DeFries, R., Eshleman, K.N., 2004. Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. *Hydrol. Process.* 18, 2183–2186. <https://doi.org/10.1002/hyp.5584>
- DHI, 2016a. Mike SHE - Volume 1: User Guide. Hørsholm, Denmark.
- DHI, 2016b. Mike SHE - Volume 2: Reference Guide. Hørsholm, Denmark.
- DHI, 2016c. Mike 11 - Reference Manual (No. 2016). Hørsholm, Denmark.
- DHI, 2016d. Mike 11 - User Guide. Hørsholm, Denmark.
- Dias, L.C.P., Macedo, M.N., Costa, M.H., Coe, M.T., Neill, C., 2015. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the Upper Xingu River Basin, Central Brazil. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 4, 108–122. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.010>
- Doummar, J., Sauter, M., Geyer, T., 2012. Simulation of flow processes in a large scale karst system with an integrated catchment model (Mike She) - Identification of relevant parameters influencing spring discharge. *J. Hydrol.* 426–427, 112–123. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.021>
- Dourado-Neto, D., Nielsen, D.R., Hopmans, W., Reichardt, K., Oliveira, O., 2000. Software to model soil water retention curves (SWRC , version Nota. *Sci. Agric.* 57, 4–7. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162000000100031>
- Du, E., Link, T.E., Wei, L., Marshall, J.D., 2016. Evaluating hydrologic effects of spatial and temporal patterns of forest canopy change using numerical modelling. *Hydrol. Process.* 30, 217–231. <https://doi.org/10.1002/hyp.10591>
- Dubus, I.G., Brown, C.D., 2002. Sensitivity and First-Step Uncertainty Analyses for the Preferential Flow Model MACRO. *J. Environ. Qual.* 31, 227. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.2270>
- Duku, C., Rathjens, H., Zwart, S.J., Hein, L., 2015. Towards ecosystem accounting: A comprehensive approach to modelling multiple hydrological ecosystem services. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 19, 4377–4396. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4377-2015>

- Dunne, T., 1979. Sediment yield and land use in tropical catchments. *J. Hydrol.* 42, 281–300. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(79\)90052-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(79)90052-0)
- Elsenbeer, H., 2001. Hydrologic flowpaths in tropical rainforest soilscares-A review. *Hydrol. Process.* 15, 1751–1759. <https://doi.org/10.1002/hyp.237>
- Engel, B., Storm, D., White, M., Arnold, J., Arabi, M., 2007. A hydrologic/water quality model application protocol. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 1223–1226. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00105.x>
- Fahrig, L., 2002. Effect of Habitat Fragmentation on the Extinction Threshold : A Synthesis Lenore. *Ecol. Appl.* 12, 346–353. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2002\)012\[0346:EOHFOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2002)012[0346:EOHFOT]2.0.CO;2)
- Fahrig, L., Nutton, W.K., 2005. Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments, in: Lovett, G.M., Turner, M.G., Jones, C.G., Weathers, K.C. (Eds.), *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. Springer New York, New York, NY, pp. 95–118. https://doi.org/10.1007/0-387-24091-8_6
- Farley, J., Costanza, R., 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecol. Econ.* 69, 2060–2068. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010>
- Farley, K.A., Jobbagy, E.G., Jackson, R.B., 2005. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. *Glob. Chang. Biol.* 11, 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Feitosa, A.C., Manoel Filho, J., Feitosa, E.C., Ddemétrio, J.G.A., 2008. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações*, 3ª Ed. ed. CPRM: LABHID, Rio de Janeiro.
- Fernandes, R.P., Williams, R., Salemi, L.F., Morgan, T., Andrade, B. De, Moraes, J.M. De, Van, A.I.J.M., Martinelli, L.A., 2017. The influence of sugarcane crop development on rainfall interception losses. *J. Hydrol.* <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.027>
- Ferraz, S.F.B., Ferraz, K.M.P.M.B., Cassiano, C.C., Brancalion, P.H.S., da Luz, D.T.A., Azevedo, T.N., Tambosi, L.R., Metzger, J.P., 2014. How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landsc. Ecol.* 29, 187–200. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>
- Feyen, L., Vázquez, R., Christiaens, K., Sels, O., Feyen, J., 2000. Application of a distributed physically-based hydrological model to a medium size catchment. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 4, 47–63.
- Filoso, S., Bezerra, M.O., Weiss, K.C.B., Filoso, S., Palmer, M.A., 2017. Impacts of forest restoration on water yield : A systematic review. *PLoS One* 12, 1–26. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>
- Fischer, J., Abson, D.J., Butsic, V., Chappell, M.J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H.G., von Wehrden, H., 2014. Land sparing versus land sharing: Moving forward. *Conserv. Lett.* 7, 149–157. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>

- Foley, J.A., Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.E. a, Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J., Prentice, C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570–4. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Freeze, R.A., Cherry, J.A., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Engle-wood Cliffs, NJ.
- Fujieda, M., Kudoh, T., Cicco, V. De, Calvarcho, J. de, 1997. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. *J. Hydrol.* 196, 26–46.
- Gageler, R., Bonner, M., Kirchhof, G., Amos, M., Robinson, N., Schmidt, S., Shoo, L.P., 2014. Early response of soil properties and function to riparian rainforest restoration. *PLoS One* 9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104198>
- Gao, Q., Yu, M., 2017. Reforestation-induced changes of landscape composition and configuration modulate freshwater supply and flooding risk of tropical watersheds. *PLoS One* 12, 1–14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181315>
- Gergel, S.E., 2005. Spatial and non-spatial factors: When do they affect landscape indicators of watershed loading? *Landsc. Ecol.* 20, 177–189. <https://doi.org/10.1007/s10980-004-2263-y>
- Geroy, I.J., Gribb, M.M., Marshall, H.P., Chandler, D.G., Benner, S.G., McNamara, J.P., 2011. Aspect influences on soil water retention and storage. *Hydrol. Process.* 25, 3836–3842. <https://doi.org/10.1002/hyp.8281>
- Ghiberto, P.J., Libardi, P.L., Brito, A.S., Trivelin, P.C.O., 2011. Components of the water balance in soil with sugarcane crops. *Agric. Water Manag.* 102, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.09.010>
- Ghimire, C.P., Bruijnzeel, L.A., Lubczynski, M.W., Bonell, M., 2014. Negative trade-off between changes in vegetation water use and infiltration recovery after reforesting degraded pasture land in the Nepalese Lesser Himalaya. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 4933–4949. <https://doi.org/10.5194/hess-18-4933-2014>
- Ghimire, C.P., Bruijnzeel, L.A., Lubczynski, M.W., Bonell, M., 2012. Rainfall interception by natural and planted forests in the Middle Mountains of Central Nepal. *J. Hydrol.* 475, 270–280. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.051>
- Grayson, R.B., Argent, R.M., Nathan, R.J., McMahon, T.A., Mein, R.G., 1996. *Hydrological recipes: estimation techniques in Asutralian hydrology*. Cooperative Research Center for Hydrology.
- Green, R.E., 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Science* (80-.). 307, 550–555. <https://doi.org/10.1126/science.1106049>
- Gücker, B., BoËchat, I.G., Giani, A., 2009. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshw. Biol.* 54, 2069–2085. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2008.02069.x>

- Gupta, H.V., Sorooshian, S., Yapo, P.O., 1998. Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. *Water Resour. Res.* 34, 751. <https://doi.org/10.1029/97WR03495>
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Guswa, A., Brauman, K., Brown, C., Hamel, P., Keeler, B., Sayre, S.S., 2014. Ecosystem services: Challenges and opportunities for hydrologic modeling to support decision making. *Water Resour. Res.* 1–10. <https://doi.org/10.1002/2014WR015497>. Received
- Guzha, A.C., Rufino, M.C., Okoth, S., Jacobs, S., Nóbrega, R.L.B., 2018. Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 15, 49–67. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosyst. Ecol. a new Synth.* 1, 110–139.
- Hansen, J.R., Refsgaard, J.C., Hansen, S., Ernsten, V., 2007. Problems with heterogeneity in physically based agricultural catchment models. *J. Hydrol.* 342, 1–16. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.04.016>
- Harden, C.P., 2000. Rainfall Response of Degraded Soil Following Reforestation in the Copper Basin, Tennessee, USA. *Environ. Manage.* 26, 163–174. <https://doi.org/10.1007/s002670010079>
- Harden, C.P., Mathews, L., 2000. Rainfall response of degraded soil following reforestation in the Copper Basin, Tennessee, USA. *Environ. Manage.* 26, 163–174. <https://doi.org/10.1007/s002670010079>
- Harvey, C.A., Chacón, M., Donatti, C.I., Garen, E., Hannah, L., Andrade, A., Bede, L., Brown, D., Calle, A., Char??, J., Clement, C., Gray, E., Hoang, M.H., Minang, P., Rodríguez, A.M., Seeberg-Elverfeldt, C., Semroc, B., Shames, S., Smukler, S., Somarriba, E., Torquebiau, E., van Etten, J., Wollenberg, E., 2014. Climate-Smart Landscapes: Opportunities and Challenges for Integrating Adaptation and Mitigation in Tropical Agriculture. *Conserv. Lett.* 7, 77–90. <https://doi.org/10.1111/conl.12066>
- Hawthorne, S., Miniati, C.F., 2018. Topography may mitigate drought effects on vegetation along a hillslope gradient. *Ecohydrology* 11. <https://doi.org/10.1002/eco.1825>
- Henriksen, H.J., Troldborg, L., Nyegaard, P., Sonnenborg, T.O., Refsgaard, J.C., Madsen, B., 2003. Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. *J. Hydrol.* 280, 52–71. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00186-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00186-0)
- Hewlett, J., Hibbert, A., 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. *For. Hydrol.* 1, 275–290.
- Hibbert, A., 1967. Forest treatment effects on water yield, in: *Proceedings of International Symposium on Forest Hydrology*. Pergamon Press, Nova York, pp. 527–543.

- House, A.R., Thompson, J.R., Roberts, C., de Smeth, K., Old, G., Acreman, M.C., 2017. Projecting impacts of climate change on habitat availability in a macrophyte dominated Chalk River. *Ecohydrology* 10, 1–13. <https://doi.org/10.1002/eco.1823>
- Huff, D.D., Hargrove, B., Tharp, M.L., Graham, R., 2000. Managing Forests for Water Yield: The Importance of Scale. *J. For.* 98, 15–19.
- Ilstedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E., Murdiyarso, D., 2007. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. *For. Ecol. Manage.* 251, 45–51. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.014>
- Jaber, F.H., Shukla, S., 2012. Mike She: Model Use, Calibration, and Validation. *Trans. Asabe* 55, 1479–1489.
- Jaber, F.H., Shukla, S., 2005. Hydrodynamic modeling approaches for agricultural storm water impoundments. *J. Irrig. Drain. Eng.* 131, 307–315. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9437\(2005\)131:4\(307\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(2005)131:4(307))
- Jardim, M.H., Bursztyn, M.A., 2015. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Eng. Sanit. e Ambient.* 20, 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>
- Jayatilaka, C.J., Storm, B., Mudgway, L.B., 1998. Simulation of water flow on irrigation bay scale with MIKE-SHE. *J. Hydrol.* 208, 108–130. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00151-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00151-6)
- Jones, J.A., 2000. Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 36, 2621–2642. <https://doi.org/10.1029/2000WR900105>
- Jones, J.A., 2000. Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 36, 2621–2642. <https://doi.org/10.1029/2000WR900105>
- Jones, J.A., Grant, G.E., 1996. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon. *Water Resour. Res.* 32, 959–974. <https://doi.org/10.1029/95WR03493>
- Jones, K.B., Zurlini, G., Kienast, F., Petrosillo, I., Edwards, T., Wade, T.G., Li, B. lian, Zaccarelli, N., 2013. Informing landscape planning and design for sustaining ecosystem services from existing spatial patterns and knowledge. *Landsc. Ecol.* 28, 1175–1192. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9794-4>
- Jónsson, J.Ö.G., Davíðsdóttir, B., 2016. Classification and valuation of soil ecosystem services. *Agric. Syst.* 145, 24–38. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.02.010>
- Jordan, P., Menary, W., Daly, K., Kiely, G., Morgan, G., Byrne, P., Moles, R., 2005. Patterns and processes of phosphorus transfer from Irish grassland soils to rivers - Integration of laboratory and catchment studies. *J. Hydrol.* 304, 20–34. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.021>

- Kalantari, Z., Lyon, S.W., Folkesson, L., French, H.K., Stolte, J., Jansson, P.-E., Sassner, M., 2014. Quantifying the hydrological impact of simulated changes in land use on peak discharge in a small catchment. *Sci. Total Environ.* 466-467, 741–54. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.047>
- Kienzler, P.M., Naef, F., 2008. Subsurface storm flow formation at different hillslopes and implications for the “old water paradox.” *Hydrol. Process.* 22, 104–116. <https://doi.org/10.1002/hyp.6687>
- Kim, J.H., Jackson, R.B., 2012. A Global Analysis of Groundwater Recharge for Vegetation, Climate, and Soils. *Vadose Zo. J.* 11, 0. <https://doi.org/10.2136/vzj2011.0021RA>
- Klemes, V., 1986. Operational testing of hydrological simulation models. *Hydrol. Sci. J.* 31, 13–24. <https://doi.org/10.1080/02626668609491024>
- Kling, H., Fuchs, M., Paulin, M., 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *J. Hydrol.* 424-425, 264–277. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.011>
- Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol. Lett.* 8, 468–79. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x>
- Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B.K., Lele, S., Kiran, M.C., Reddy, V., Badiger, S., Rakesh, K.N., 2012. The rain-runoff response of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation in the Western Ghats of India. *J. Hydrol.* 472, 216–237. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.016>
- Krishnaswamy, J., Bonell, M., Venkatesh, B., Purandara, B.K., Rakesh, K.N., Lele, S., Kiran, M.C., Reddy, V., Badiger, S., 2013. The groundwater recharge response and hydrologic services of tropical humid forest ecosystems to use and reforestation: Support for the “infiltration-evapotranspiration trade-off hypothesis.” *J. Hydrol.* 498, 191–209. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.034>
- Kristensen, K.J., Jensen, S.E., 1975. A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. *Nord. Hydrol.* 6, 170–188. <https://doi.org/10.2166/nh.1975.012>
- Lamy, T., Liss, K.N., Gonzalez, A., Bennett, E.M., 2016. Landscape structure affects the provision of multiple ecosystem services. *Environ. Res. Lett.* 11, 124017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/12/124017>
- Lane, P.N.J., Feikema, P.M., Sherwin, C.B., Peel, M.C., Freebairn, A.C., 2010. Modelling the long term water yield impact of wildfire and other forest disturbance in Eucalypt forests. *Environ. Model. Softw.* 25, 467–478. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.11.001>
- Layke, C., Mapendembe, A., Brown, C., Walpole, M., Winn, J., 2011. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. *Ecol. Indic.* 17, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.025>

- Le Tellier, V., Carrasco, A., Asquith, N., 2009. Attempts to determine the effects of forest cover on stream flow by direct hydrological measurements in Los Negros, Bolivia. *For. Ecol. Manage.* 258, 1881–1888. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.031>
- Lele, S., 2009. Watershed services of tropical forests: from hydrology to economic valuation to integrated analysis. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 1, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2009.10.007>
- Liu, J., Luo, M., Liu, T., Bao, A., de Maeyer, P., Feng, X., Chen, X., 2017. Local climate change and the impacts on hydrological processes in an arid alpine catchment in Karakoram. *Water (Switzerland)* 9, 1–17. <https://doi.org/10.3390/w9050344>
- Liu, Z., Yao, Z., Huang, H., Wu, S., Liu, G., 2014. Land use and climate changes and their impacts on runoff in the Yarlung Zangbo river basin, China. *L. Degrad. Dev.* 25, 203–215. <https://doi.org/10.1002/ldr.1159>
- Locatelli, B., Vignola, R., 2009. Managing watershed services of tropical forests and plantations: Can meta-analyses help? *For. Ecol. Manage.* 258, 1864–1870. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.015>
- Lørup, J.K., Refsgaard, J.C., Mazvimavi, D., 1998. Assessing the effect of land use change on catchment runoff by combined use of statistical tests and hydrological modelling: Case studies from Zimbabwe. *J. Hydrol.* 205, 147–163. [https://doi.org/10.1016/S0168-1176\(97\)00311-9](https://doi.org/10.1016/S0168-1176(97)00311-9)
- Lørup, J.K., Styczen, M., 1990. Soil Erosion Modelling, in: Abbott, M., Refsgaard, J.C. (Eds.), *Distributed Hydrological Modelling*. Springer, Dordrecht, pp. 93–120. https://doi.org/10.1007/978-94-009-0257-2_6
- Lozano-Baez, S.E., Cooper, M., Ferraz, S.F.B., Rodrigues, R.R., Pirastru, M., di Prima, S., 2018. Previous land use affects the recovery of soil hydraulic properties after forest restoration. *Water (Switzerland)* 10, 1–16. <https://doi.org/10.3390/w10040453>
- Lu, J., Sun, G., Amatya, D.M., Harder, S.V., McNulty, S.G., 2006. Understanding the hydrologic response of a coastal plain watershed to forest management and climate change in South Carolina, U.S.A., in: Williams, T. (Ed.), *Hydrology and Management of Forested Wetlands: Proceedings of the International Conference*. American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph, MI, pp. 231–239.
- Luo, M., Meng, F., Liu, T., Duan, Y., Frankl, A., Kurban, A., De Maeyer, P., 2017. Multi-Model Ensemble Approaches to Assessment of Effects of Local Climate Change on Water Resources of the Hotan River Basin in Xinjiang, China. *Water* 9, 584. <https://doi.org/10.3390/w9080584>
- Lyne, V.D., Hollick, M., 1979. Stochastic time-varying rainfall-runoff modelling, in: *Proceedings of the Hydrology and Water Resources Symposium*. Institution of Engineers, Perth, Australia, pp. 89–92.
- Ma, L., He, C., Bian, H., Sheng, L., 2016. MIKE SHE modeling of ecohydrological processes: Merits, applications, and challenges. *Ecol. Eng.* 96, 137–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.008>

- Madsen, H., Jacobsen, T., 2001. Automatic calibration of the MIKE SHE integrated hydrological modelling system, in: 4th DHI Software Conference. Helsingør, Denmark, pp. 6–8.
- Magnuszewski, P., Ostasiewicz, K., Chazdon, R., Salk, C., Pajak, M., Sendzimir, J., Andersson, K., 2015. Resilience and alternative stable states of tropical forest landscapes under shifting cultivation regimes. *PLoS One* 10, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137497>
- Malone, R.W., Yagow, G., Baffaut, C., Gitau, M.W., Qi, Z., Amatya, D.M., Parajuli, P.B., Bonta, J.V., Green, T.R., 2015. Parameterization Guidelines and Considerations for Hydrologic Models. *Trans. ASABE* 58, 1681–1703. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10709>
- Martinelli, L.A., Filoso, S., Aranha, C.D.B., Ferraz, S.F.B., Andrade, T.M.B., Ravagnani, E.D.C., Coletta, L. Della, 2013. Water Use in Sugar and Ethanol Industry in the State of São Paulo (Southeast Brazil). *J. Sustain. Bioenergy Syst.* 3, 135–142.
- McDonnell, J.J., Sivapalan, M., Vaché, K., Dunn, S., Grant, G., Haggerty, R., Hinz, C., Hooper, R., Kirchner, J., Roderick, M.L., Selker, J., Weiler, M., 2007. Moving beyond heterogeneity and process complexity: A new vision for watershed hydrology. *Water Resour. Res.* 43, 1–6. <https://doi.org/10.1029/2006WR005467>
- McGuire, K.J., McDonnell, J.J., Weiler, M., Kendall, C., McGlynn, B.L., Welker, J.M., Seibert, J., 2005. The role of topography on catchment-scale water residence time. *Water Resour. Res.* 41, 1–14. <https://doi.org/10.1029/2004WR003657>
- McMichael, C.E., Hope, A.S., Loaiciga, H.A., 2006. Distributed hydrological modelling in California semi-arid shrublands: MIKE SHE model calibration and uncertainty estimation. *J. Hydrol.* 317, 307–324. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.023>
- Mei, X. mei, Ma, L., Zhu, Q. ke, Wang, S., Zhang, D., Wang, Y., 2018. Responses of soil moisture to vegetation restoration type and slope length on the loess hillslope. *J. Mt. Sci.* 15, 548–562. <https://doi.org/10.1007/s11629-017-4415-y>
- Mingoti, R., 2012. Efeitos da espacialização da cobertura florestal e da profundidade dos solos na produção de água de uma bacia hidrográfica. Univesidade de São Paulo.
- Mitchell, P.J., Benyon, R.G., Lane, P.N.J., 2012. Responses of evapotranspiration at different topographic positions and catchment water balance following a pronounced drought in a mixed species eucalypt forest, Australia. *J. Hydrol.* 440–441, 62–74. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.026>
- Mohammad, A.G., Adam, M.A., 2010. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. *Catena* 81, 97–103. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2010.01.008>
- Monteiro, L.A., Sentelhas, P.C., 2014. Potential and Actual Sugarcane Yields in Southern Brazil as a Function of Climate Conditions and Crop Management. *Sugar Tech* 16, 264–276. <https://doi.org/10.1007/s12355-013-0275-0>
- Moretti, L.R., 2001. Avaliação da erosão superficial em pequenas bacias hidrográficas rurais.

- Moriasi, D.N., Gitau, M.W., Daggupati, P., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Performance Measures and Evaluation Criteria. *Trans. ASABE* 58, 1763–1785. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10715>
- Moro, M., 2005. A utilização da interface SWAT-SIG no estudo da produção de sedimentos e do volume de escoamento superficial com simulação de cenários alternativos. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.
- Müller, M.M.L., Guimarães, M.F., Desjardins, T., Mitja, D., 2004. The relationship between pasture degradation and soil properties in the Brazilian amazon: A case study. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 279–288. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.003>
- Naiman, R.J., Henri, D., 1997. The Ecology of Interfaces: Riparian Zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28, 621–658. [https://doi.org/10.1006/0066-4162\(97\)1120-0621](https://doi.org/10.1006/0066-4162(97)1120-0621)
- Nassauer, J.I., Opdam, P., 2008. Design in science: Extending the landscape ecology paradigm. *Landsc. Ecol.* 23, 633–644. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9226-7>
- Nassif, D.S.P., Marin, F.R., Costa, L.G., 2014. Evapotranspiration and Transpiration Coupling to the Atmosphere of Sugarcane in Southern Brazil: Scaling Up from Leaf to Field. *Sugar Tech* 16, 250–254. <https://doi.org/10.1007/s12355-013-0267-0>
- Neary, D.G., Ice, G.G., Jackson, C.R., 2009. Linkages between forest soils and water quality and quantity. *For. Ecol. Manage.* 258, 2269–2281. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.027>
- Newton, A.C., Cantarello, E., 2015. Restoration of forest resilience: An achievable goal? *New For.* 46, 645–668. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9489-1>
- Norris, V., 1993. The use of buffer zones to protect water quality: A review. *Water Resour. Manag.* 7, 257–272. <https://doi.org/10.1007/BF00872284>
- Ochoa-Tocachi, B.F., Buytaert, W., De Bièvre, B., Céleri, R., Crespo, P., Villacís, M., Llerena, C.A., Acosta, L., Villazón, M., Gualpa, M., Gil-Ríos, J., Fuentes, P., Olaya, D., Viñas, P., Rojas, G., Arias, S., 2016. Impacts of land use on the hydrological response of tropical Andean catchments. *Hydrol. Process.* 30, 4074–4089. <https://doi.org/10.1002/hyp.10980>
- Ogden, F.L., Crouch, T.D., Stallard, R.F., Hall, J.S., 2013. Effect of land cover and use on dry season river runoff, runoff efficiency, and peak storm runoff in the seasonal tropics of Central Panama. *Water Resour. Res.* 49, 8443–8462. <https://doi.org/10.1002/2013WR013956>
- Öztürk, M., Coptý, N.K., Saysel, A.K., 2013. Modeling the impact of land use change on the hydrology of a rural watershed. *J. Hydrol.* 497, 97–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.05.022>
- Paula, F.R. de, Gerhard, P., Ferraz, S.F. de B., Wenger, S.J., 2018. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. *Ecol. Indic.* 85, 1181–1191. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.061>

- Perkins, K.S., Nimmo, J.R., Medeiros, A.C., 2012. Effects of native forest restoration on soil hydraulic properties, Auwahi, Maui, Hawaiian Islands. *Geophys. Res. Lett.* 39, 2–5. <https://doi.org/10.1029/2012GL051120>
- Perkins, K.S., Nimmo, J.R., Medeiros, A.C., Szutu, D.J., von Allmen, E., 2014. Assessing effects of native forest restoration on soil moisture dynamics and potential aquifer recharge, Auwahi, Maui. *Ecohydrology* 7, 1437–1451. <https://doi.org/10.1002/eco.1469>
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., Green, R.E., 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservatio: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* (80-.). 333, 1289–1291. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Pilgrim, D.H., Cordery, I., Baron, B.C., 1982. Effects of catchment size on runoff relationships. *J. Hydrol.* 58, 205–221. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90035-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90035-X)
- Polyakov, V., Fares, A., Ryder, M.H., 2005. Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environ. Rev.* 13, 129–144. <https://doi.org/10.1139/a05-010>
- Porras, I., Greig-Gran, M., Neves, N., Development, I.I. for E. and, 2008. All that glitters: a review of payments for watershed services in developing countries, *Natural Resources Issues*. <https://doi.org/10.1119/1.2341716>
- Price, K., 2011. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. *Prog. Phys. Geogr.* 35, 465–492. <https://doi.org/10.1177/0309133311402714>
- Price, K., Jackson, C.R., Parker, A.J., Reitan, T., Dowd, J., Cyterski, M., 2011. Effects of watershed land use and geomorphology on stream low flows during severe drought conditions in the southern Blue Ridge Mountains, Georgia and North Carolina, United States. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009340>
- Pushpalatha, R., Perrin, C., Moine, N. Le, Andréassian, V., 2012. A review of efficiency criteria suitable for evaluating low-flow simulations. *J. Hydrol.* 420-421, 171–182. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.11.055>
- Qiu, J., Turner, M.G., 2015. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. *Ecosphere* 6, art229. <https://doi.org/10.1890/ES15-00312.1>
- Qiu, J., Turner, M.G., 2013. Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 12149–12154. <https://doi.org/10.1073/pnas.1310539110>
- Ranieri, S.B.L., Sparovek, G., Souza, M.P., Dourado Neto, D., 1998. Aplicação de índice comparativo na avaliação do risco de degradação das terras. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 22, 751–760. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831998000400021>
- Refsgaard, J.C., 1997. Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models. *J. Hydrol.* 198, 69–97. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03329-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03329-X)

- Refsgaard, J.C., Storm, B., 1990. Construction, Calibration And Validation of Hydrological Models, in: Abbott, M.B., Refsgaard, J.C. (Eds.), *Distributed Hydrological Modelling*. Springer, Dordrecht, pp. 41–54. https://doi.org/10.1007/978-94-009-0257-2_3
- Refsgaard, J.C., Storm, B., Clausen, T., 2010. Système Hydrologique Européen (SHE): review and perspectives after 30 years development in distributed physically-based hydrological modelling. *Hydrol. Res.* 41, 355. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.009>
- Richards, R.C., Rerolle, J., Aronson, J., Henrique, P., Gonçalves, H., Brancalion, P.H.S., 2015. Governing a pioneer program on payment for watershed services : Stakeholder involvement , legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. *Ecosyst. Serv.* 16, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>
- Richards, R.P., 1989. Measures of flow variability for Great Lakes tributaries. *Environ. Monit. Assess.* 13, 361–377. <https://doi.org/10.1007/BF00394240>
- Rigueira, D.M.G., da Rocha, P.L.B., Mariano-Neto, E., 2013. Forest cover, extinction thresholds and time lags in woody plants (Myrtaceae) in the Brazilian Atlantic Forest: Resources for conservation. *Biodivers. Conserv.* 22, 3141–3163. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0575-4>
- Ritter, A., Munoz-Carpena, R., 2013. Performance evaluation of hydrological models: Statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. *J. Hydrol.* 480, 33–45. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>
- Roa-García, M.C., Brown, S., Schreier, H., Lavkulich, L.M., 2011. The role of land use and soils in regulating water flow in small headwater catchments of the Andes. *Water Resour. Res.* 47. <https://doi.org/10.1029/2010WR009582>
- Rodrigues, R.R., 1999. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. *Circ. Técnica IPEF.* 189, 189p1–18.
- Rodriguez-Iturbe, I., 2000. Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resour. Res.* 36, 3–9.
- Ryffel, A.N., Rid, W., Grêt-Regamey, A., 2014. Land use trade-offs for flood protection: A choice experiment with visualizations. *Ecosyst. Serv.* 10, 111–123. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.008>
- Sahin, V., Hall, M.J., 1996. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *J. Hydrol.* 178, 293–309. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02825-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02825-0)
- Sahoo, G.B., Ray, C., De Carlo, E.H., 2006. Calibration and validation of a physically distributed hydrological model, MIKE SHE, to predict streamflow at high frequency in a flashy mountainous Hawaii stream. *J. Hydrol.* 327, 94–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.11.012>
- Salemi, L.F., Groppo, J.D., Trevisan, R., de Moraes, J.M., de Barros Ferraz, S.F.F., Villani, J.P., Duarte-Neto, P.J., Martinelli, L.A., 2013. Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments. *J. Hydrol.* 499, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.049>

- Salemi, L.F., Groppo, J.D., Trevisan, R., Marcos de Moraes, J., de Paula Lima, W., Martinelli, L.A., 2012. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. *J. Hydrol.* 454-455, 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.061>
- Salzman, J., Bennett, G., Carroll, N., Goldstein, A., Jenkins, M., 2018. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nat. Sustain.* 1, 136–144. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0>
- Santos, C.A.G., Silva, R.M. da, Silva, A.M., Brasil Neto, R.M., 2017. Estimation of evapotranspiration for different land covers in a Brazilian semi-arid region: A case study of the Brígida River basin, Brazil. *J. South Am. Earth Sci.* 74, 54–66. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2017.01.002>
- Schilling, K.E., 2009. Investigating local variation in groundwater recharge along a topographic gradient, Walnut Creek, Iowa, USA. *Hydrogeol. J.* 17, 397–407. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0347-5>
- Schilling, K.E.E., Streeter, M.T.T., Isenhardt, T.M.M., Beck, W.J.J., Tomer, M.D.D., Cole, K.J.J., Kovar, J.L.L., 2018. Distribution and mass of groundwater orthophosphorus in an agricultural watershed. *Sci. Total Environ.* 625, 1330–1340. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.035>
- Sentelhas, P.C., Pereira, A.R., Marin, F.R., Angelocci, L.R., Alfonsi, R.R., Caramori, P.H., Swart, S., 1999. BHBRASIL - Balanços Hídricos Climatológicos de 500 localidades brasileiras [WWW Document]. URL <http://www.lce.esalq.usp.br/bhbrasil/Saopaulo> (accessed 10.29.16).
- Silva, R.F.B. da, Ferraz, S.F.B., Sartori, A.A., Zimback, C.R.L., 2013. Integration of hydrologic processes for zoning agricultural landscapes: perspectives for ecosystem services maintenance. *J. Environ. Sci. Water Resour.* 2, 290–301.
- Silva, R.W. da C., Salemi, L.F., Fernandes, R.P., de Andrade, T.M.B., de Moraes, J.M., de Camargo, P.B., Martinelli, L.A., 2016. Throughfall patterns in sugarcane and riparian forest: understanding the effect of sugarcane age and land use conversion. *Hydrol. Process.* 30, 2579–2589. <https://doi.org/10.1002/hyp.10803>
- Sivapalan, M., 2003. Process complexity at hillslope scale, process simplicity at the watershed scale: is there a connection? *Hydrol. Process.* 17, 1037–1041. <https://doi.org/10.1002/hyp.5109>
- Soriano, É., Londe, L. de R., Di Gregorio, L.T., Coutinho, M.P., Santos, L.B.L., Soriano, É., Londe, L. de R., Di Gregorio, L.T., Coutinho, M.P., Santos, L.B.L., 2016. Water crisis in São Paulo evaluated under the disaster's point of view. *Ambient. Soc.* 19, 21–42. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc150120r1v1912016>
- Sparovek, G., Barretto, A., Berndes, G., Martins, S., Maule, R., 2009. Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.* 14, 285–298. <https://doi.org/10.1007/s11027-008-9164-3>
- Sparovek, G., Schnug, E., 2001. Temporal Erosion-Induced Soil Degradation and Yield Loss. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 65, 1479. <https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6551479x>

- Stednick, J.D., 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. *J. Hydrol.* 176, 79–95. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02780-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02780-7)
- Strauch, A.M., MacKenzie, R. a., Giardina, C.P., Bruland, G.L., 2015. Climate driven changes to rainfall and streamflow patterns in a model tropical island hydrological system. *J. Hydrol.* 523, 160–169. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.045>
- Strudley, M., Green, T., Ascoughii, J., 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: State of the science. *Soil Tillage Res.* 99, 4–48. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.01.007>
- Sultana, Z., Coulibaly, P., 2011. Distributed modelling of future changes in hydrological processes of Spencer Creek watershed. *Hydrol. Process.* 25, 1254–1270. <https://doi.org/10.1002/hyp.7891>
- Swank, W., 1968. The influence of rainfall interception on streamflow. Clemson, South Carolina.
- Swanson, F.J., Scatena, F.N., Dissmeyer, G.E., Fenn, M.E., Verry, E.S., Lynch, J.A., 2000. Watershed processes - fluxes of water, dissolved constituents and sediment, in: Dissmeyer, G.E. (Ed.), *Drinking Water from Forests and Grasslands: A Synthesis of the Scientific Literature*. USDA Forest Service General Technical Report SRS-39, Asheville, North Carolina, pp. 26–41.
- Taniwaki, R.H., Cassiano, C.C., Filoso, S., Ferraz, S.F. de B., Camargo, P.B. de, Martinelli, L.A., 2017a. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. *Sci. Total Environ.* 584–585, 339–347. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.150>
- Taniwaki, R.H., Piggott, J.J., Ferraz, S.F.B., Matthaei, C.D., 2017b. Climate change and multiple stressors in small tropical streams. *Hydrobiologia* 793, 41–53. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2907-3>
- Teixeira, 2012. Intercepção de água pelo dossel da cana-de-açúcar. *Irriga* 17, 71–84.
- Teramoto, E.R., Lepsch, I.F., Vidal-Torrado, P., 2001. Relações solo, superfície geomórfica e substrato geológico na microbacia do ribeirão Marins (Piracicaba - SP) Sci. Agric. 58, 361–371. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162001000200021>
- Tetzlaff, D., Soulsby, C., 2008. Sources of baseflow in larger catchments - Using tracers to develop a holistic understanding of runoff generation. *J. Hydrol.* 359, 287–302. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.008>
- Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C., 2015a. On the need to test hydrological models under changing conditions. *Hydrol. Sci. J.* 60, 37–41. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1050027>

- Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C., Audouy, J.-N., Berthet, L., Edwards, P., Folton, N., Furusho, C., Kuentz, A., Lerat, J., Lindström, G., Martin, E., Mathevet, T., Merz, R., Parajka, J., Ruelland, D., Vaze, J., 2015b. Hydrology under change: an evaluation protocol to investigate how hydrological models deal with changing catchments. *Hydrol. Sci. J.* 6667, 1–16. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.967248>
- Thompson, J.R., Sørensen, H.R., Gavin, H., Refsgaard, a., 2004. Application of the coupled MIKE SHE/MIKE 11 modelling system to a lowland wet grassland in southeast England. *J. Hydrol.* 293, 151–179. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.01.017>
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–7. <https://doi.org/10.1038/nature01014>
- Troch, P.A., Carrillo, G.A., Heidbüchel, I., Rajagopal, S., Switanek, M., Volkmann, T.H.M., Yaeger, M., 2009. Dealing with landscape heterogeneity in watershed hydrology: A review of recent progress toward new hydrological theory. *Geogr. Compass* 3, 375–392. <https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2008.00186.x>
- Tromp-van Meerveld, H.J., McDonnell, J.J., 2006. On the interrelations between topography, soil depth, soil moisture, transpiration rates and species distribution at the hillslope scale. *Adv. Water Resour.* 29, 293–310. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.02.016>
- Turner, M.G., Donato, D.C., Romme, W.H., 2012. Consequences of spatial heterogeneity for ecosystem services in changing forest landscapes: priorities for future research. *Landsc. Ecol.* 28, 1081–1097. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9741-4>
- Vaezi, A.R., Ahmadi, M., Cerdà, A., 2017. Contribution of raindrop impact to the change of soil physical properties and water erosion under semi-arid rainfalls. *Sci. Total Environ.* 583, 382–392. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.078>
- Van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892–898.
- Vázquez, R.F., Feyen, J., 2003. Effect of potential evapotranspiration estimates on effective parameters and performance of the MIKE SHE-code applied to a medium-size catchment. *J. Hydrol.* 270, 309–327. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00308-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00308-6)
- Vázquez, R.F., Feyen, L., Feyen, J., Refsgaard, J.C., 2002. Effect of grid size on effective parameters and model performance of the MIKE-SHE code. *Hydrol. Process.* 16, 355–372. <https://doi.org/10.1002/hyp.334>
- Verstraeten, G., Poesen, J., Gillijns, K., Govers, G., 2006. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated control measure? *Hydrol. Process.* 20, 4259–4267. <https://doi.org/10.1002/hyp.6155>
- Walter, M.T., Walter, M.F., Brooks, E.S., Steenhuis, T.S., Boll, J., Weiler, K., 2000. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. *J. Soil Water Conserv.* 3, 277–284.

- Wang, S., Zhang, Z., Sun, G., Strauss, P., Guo, J., Tang, Y., Yao, A., 2012. Multi-site calibration, validation, and sensitivity analysis of the MIKE SHE Model for a large watershed in northern China. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 4621–4632. <https://doi.org/10.5194/hess-16-4621-2012>
- Wendland, K.J., Honzák, M., Portela, R., Vitale, B., Rubinoﬀ, S., Randrianarisoa, J., 2010. Targeting and implementing payments for ecosystem services: Opportunities for bundling biodiversity conservation with carbon and water services in Madagascar. *Ecol. Econ.* 69, 2093–2107. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.01.002>
- Wohl, E., Barros, A., Brunsell, N., Chappell, N.A., Coe, M., Giambelluca, T., Goldsmith, S., Harmon, R., Hendrickx, J.M.H., Juvik, J., McDonnell, J., Ogden, F., 2012. The hydrology of the humid tropics. *Nat. Clim. Chang.* 2, 655–662. <https://doi.org/10.1038/nclimate1556>
- Xavier, A.C., Vettorazzi, C.A., 2004. Mapping leaf area index through spectral vegetation indices in a subtropical watershed. *Int. J. Remote Sens.* 25, 1661–1672. <https://doi.org/10.1080/01431160310001620803>
- Xavier, A.C., Vettorazzi, C.A., 2003. Leaf Area Index of Ground Covers in a Subtropical Watershed. *Sci. Agric.* 60, 425–431. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162003000300002>
- Xevi, E., Christiaens, K., Espino, A., Sewnandan, W., Mallants, D., Sørensen, H., Feyen, J., 1997. Calibration, Validation and Sensitivity Analysis of the MIKE-SHE Model Using the Neuenkirchen Catchment as Case Study. *Water Resour. Manag.* 11, 219–242. <https://doi.org/10.1023/a:1007977521604>
- Yeo, I.-Y., Gordon, S.I., Guldman, J.-M., 2004. Optimizing Patterns of Land Use to Reduce Peak Runoff Flow and Nonpoint Source Pollution with an Integrated Hydrological and Land-Use Model. *Earth Interact.* 8, 1–20. [https://doi.org/10.1175/1087-3562\(2004\)008<0001:OPOLUT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1087-3562(2004)008<0001:OPOLUT>2.0.CO;2)
- Yeo, I.Y., Guldman, J.M., Gordon, S.I., 2007. A hierarchical optimization approach to watershed land use planning. *Water Resour. Res.* 43, 1–17. <https://doi.org/10.1029/2006WR005315>
- Yuan, Y., Khare, Y., Wang, X., Parajuli, P.B., Kisekka, I., Finsterle, S., 2015. Hydrologic and Water Quality Models: Sensitivity. *Trans. ASABE* 58, 1721–1744. <https://doi.org/10.13031/trans.58.10611>
- Zégre, N., Skaugset, A.E., Som, N.A., McDonnell, J.J., Ganio, L.M., 2010. In lieu of the paired catchment approach: Hydrologic model change detection at the catchment scale. *Water Resour. Res.* 46, 1–20. <https://doi.org/10.1029/2009WR008601>
- Zhang, G., Guhathakurta, S., Dai, G., Wu, L., Yan, L., 2013. The control of land-use patterns for stormwater management at multiple spatial scales. *Environ. Manage.* 51, 555–570. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-0004-6>
- Zhang, L., Dawes, W.R., Walker, G.R., 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour. Res.* 37, 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>

- Zhang, M., Liu, N., Harper, R., Li, Q., Liu, K., Wei, X., Ning, D., Hou, Y., Liu, S., 2017. A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. *J. Hydrol.* 546, 44–59. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.040>
- Zhang, Y., Shao, Q., Zhang, S., Zhai, X., She, D., 2016. Multi-metric calibration of hydrological model to capture overall flow regimes. *J. Hydrol.* 539, 525–538. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.053>
- Zhang, Z., Wang, S., Sun, G., McNulty, S.G., Zhang, H., Li, J., Zhang, M., Klaghofer, E., Strauss, P., 2008. Evaluation of the MIKE SHE model for application in the Loess Plateau, China. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 1108–1120. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00244.x>
- Zhou, G., Wei, X., Luo, Y., Zhang, M., Li, Y., Qiao, Y., Liu, H., Wang, C., 2010. Forest recovery and river discharge at the regional scale of Guangdong Province, China. *Water Resour. Res.* 46, 1–10. <https://doi.org/10.1029/2009WR008829>
- Zhu, Q., Nie, X., Zhou, X., Liao, K., Li, H., 2014. Soil moisture response to rainfall at different topographic positions along a mixed land-use hillslope. *Catena* 119, 61–70. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.03.010>
- Zimmermann, B., Elsenbeer, H., De Moraes, J.M., 2006. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. *For. Ecol. Manage.* 222, 29–38. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.070>
- Zimmermann, B., Papritz, A., Elsenbeer, H., 2010. Asymmetric response to disturbance and recovery: Changes of soil permeability under forest-pasture-forest transitions. *Geoderma* 159, 209–215. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.013>
- Zolin, C.A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Paulino, J., Sánchez-Román, R.M., González, A.M.O., 2014. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agric. Water Manag.* 137, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.02.006>

ANEXOS

ANEXO A. Caracterização das sub-bacias para os cenários com cobertura florestal no terço inferior (INF), terço médio (MED) e terço superior (SUP) da bacia hidrográfica.

Sub-bacias	Área (ha)	% Cobertura florestal						Profundidade do solo (m)	Elevação do terreno (m)
		INF		MED		SUP			
		ha	%	ha	%	ha	%		
sub1	23,6	6,5	27,6	10,3	43,5	6,8	28,7	50,2	554,9
sub2	34,0	9,3	27,5	11,8	34,9	12,8	37,6	22,9	548,7
sub3	29,8	8,0	26,7	8,9	30,0	12,8	43,1	49,6	569,9
sub4	28,1	9,1	32,3	9,4	33,6	9,7	34,5	41,7	548,1
sub5	29,8	7,3	24,5	11,4	38,2	11,1	37,4	46,3	559,3
sub6	34,9	5,1	14,6	19,1	54,7	10,5	30,2	47,6	560,8
sub7	36,1	9,3	25,8	13,8	38,4	13,0	36,0	47,6	559,3
sub8	22,5	5,3	23,7	11,0	48,9	6,5	28,9	63,6	581,0
sub9	25,8	8,7	33,8	6,2	24,1	10,4	40,5	57,7	587,5
sub10	37,3	15,9	42,8	7,9	21,3	13,5	36,3	18,7	584,6
sub11	31,1	6,5	20,8	12,5	40,1	11,9	38,2	46,1	557,8
sub12	29,3	12,3	42,1	8,6	29,3	8,6	29,4	14,5	556,5
sub13	27,9	8,9	32,0	11,2	40,4	7,6	27,3	46,3	550,8
sub14	28,0	9,9	35,5	9,0	32,1	9,1	32,6	21,6	549,3
sub15	28,8	7,3	25,3	11,0	38,2	10,6	36,8	23,8	545,9
sub16	25,3	7,6	29,9	11,5	45,5	6,5	25,5	38,1	543,3
Média	29,1	8,3	28,4	10,8	37,5	10,0	34,2	43,2	563,4
Máximo	37,3	15,9	42,8	19,1	54,7	13,5	43,3	80,5	599,1
Mínimo	22,1	5,1	14,6	6,2	21,3	6,5	25,5	14,5	543,3
Desvio Padrão	4,4	2,7	7,2	2,7	8,5	2,5	5,4	17,5	16,8

ANEXO B. Resultados das análises estatísticas realizadas para cada um dos cenários de cobertura florestal por meio dos dados das sub-bacias

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de deflúvio (Q) nas sub-bacias selecionadas. As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0% CF	ALE	INF	MED	SUP	100% CF
0% CF		0,17	0,12	0,12	0,46	0,01
ALE	0,17		0,73	0,64	0,32	0,04
INF	0,12	0,73		0,99	0,24	0,08
MED	0,12	0,64	0,99		0,24	0,05
SUP	0,46	0,32	0,24	0,24		0,03
100% CF	0,01	0,04	0,08	0,05	0,03	

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de deflúvio mínimo (Q95) nas sub-bacias selecionadas. As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0% CF	ALE	INF	MED	SUP	100% CF
0% CF		0,58	0,21	0,40	0,69	0,17
ALE	0,58		0,34	0,56	0,84	0,21
INF	0,21	0,34		0,68	0,42	0,73
MED	0,40	0,56	0,68		0,60	0,46
SUP	0,69	0,84	0,42	0,60		0,28
100% CF	0,17	0,21	0,73	0,46	0,28	

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de escoamento base (BFI) nas sub-bacias selecionadas. As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0% CF	ALE	INF	MED	SUP	100% CF
0% CF		0,99	0,27	0,30	0,37	0,66
ALE	0,99		0,26	0,32	0,39	0,65
INF	0,27	0,26		0,87	0,75	0,32
MED	0,30	0,32	0,87		0,85	0,38
SUP	0,37	0,39	0,75	0,85		0,49
100% CF	0,66	0,65	0,32	0,38	0,49	

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de deflúvio máximo (Q5) nas sub-bacias selecionadas. As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0% CF	ALE	INF	MED	SUP	100% CF
0% CF		0,20	0,17	0,32	0,92	0,00
ALE	0,20		0,53	0,98	0,21	0,00
INF	0,17	0,53		0,43	0,10	0,02
MED	0,32	0,98	0,43		0,31	0,00
SUP	0,92	0,21	0,10	0,31		0,00
100% CF	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	

Resultados da análise estatística para verificar a diferença entre os cenários de cobertura florestal com relação ao indicador de velocidade do escoamento (IF) nas sub-bacias selecionadas. As células em destaque indicam os cenários com diferença estatística dentro do intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$).

	0% CF	ALE	INF	MED	SUP	100% CF
0% CF		0,90	0,56	0,64	0,90	0,53
ALE	0,90		0,69	0,75	0,99	0,69
INF	0,56	0,69		0,84	0,72	0,95
MED	0,64	0,75	0,84		0,84	0,84
SUP	0,90	0,99	0,72	0,84		0,66
100% CF	0,53	0,69	0,95	0,84	0,66	

5. RECOMENDAÇÕES

Não há dúvidas na ciência de que os diferentes usos da terra em uma bacia hidrográfica têm efeitos nos processos hidrológicos, no entanto, quando se considera a cobertura florestal e sua influência nestes processos muitos mitos ainda norteiam o planejamento da restauração florestal, principalmente devido à crença de que florestas produzem água. O problema em se utilizar os recursos hídricos como plano de fundo para os programas de restauração é, talvez, a incapacidade destas florestas restauradas em alcançar os objetivos almejados, ainda que no que tange os outros serviços ecossistêmicos, não restam dúvidas do papel fundamental da cobertura florestal na paisagem.

Neste estudo foi possível evidenciar como a modelagem hidrológica distribuída de base física pode ser uma ferramenta útil nos estudos de mudanças de uso do solo nas regiões onde o monitoramento ainda não produziu séries de dados consistentes. No entanto, esta ferramenta ainda apresenta difícil implementação já que sua utilização envolve o uso de diversas informações que caracterizem a área de estudo, além de um número expressivo de dados e conhecimento multidisciplinar para sua calibração, o que inviabiliza seu uso em determinados seguimentos. Outra importante consideração a ser feita em relação aos modelos hidrológicos diz respeito às limitações dos mesmos, uma vez que, por terem sido desenvolvidos em sua maioria com base numérica em processos hidrológicos mensurados nas regiões temperadas, com clima e dinâmica diferentes da região tropical, os processos simulados podem em algum grau apresentar diferenças, o que precisa ser corrigido para uma calibração eficiente. Ainda em relação às limitações do modelo, é importante ressaltar que neste trabalho não foi possível modificar os parâmetros referentes ao processo de infiltração em relação ao uso da terra, ou seja, o uso da terra não possuiria influência nos processos do solo. Esta limitação em particular, impossibilitou testar se o aumento da infiltração em áreas com florestas pode ser suficiente para compensar o também aumento da evapotranspiração desta cobertura. A construção do modelo parece não ter considerado que o uso da terra poderia ter alguma influência nas camadas iniciais do solo e com isso modificar os processos, principalmente a infiltração.

De posse de um modelo hidrológico calibrado e validado com índices aceitáveis, foi possível realizar simulações de mudanças na proporção e configuração da cobertura florestal. O ponto fundamental da utilização de modelos hidrológicos é de que, de outra forma, as simulações não poderiam ser realizadas.

Os cenários de mudanças na proporção da cobertura florestal deixaram em evidência que existe um importante “trade-off” quando se fala nos serviços hidrológicos ofertados por uma

bacia hidrográfica com cobertura agrícola e florestal. O aumento da cobertura florestal resultou, como esperado, em diminuição na disponibilidade hídrica, e aumento do serviço de proteção, o que representou, neste estudo, diminuição dos picos de vazão. Foi observado que existe um limiar de 50% da área com cobertura florestal a partir do qual a disponibilidade hídrica diminui consideravelmente e passa a ser diferente dos cenários com valores menores de cobertura florestal. Este limiar também representa o momento no qual o serviço de proteção passa a ser estatisticamente diferente dos cenários com menor cobertura florestal e a partir desta porcentagem passa a ser igual a um cenário com maior cobertura florestal. Portanto, fica evidente que a composição da paisagem influencia os serviços hidrológicos, no entanto, é preciso ainda destacar que maior cobertura florestal não necessariamente irá resultar em maiores vazões, mas sim em outros benefícios, como maior proteção.

Outro aspecto observado foi em relação à configuração espacial da cobertura florestal, uma vez que, embora a proporção da cobertura florestal possua papel fundamental sobre os serviços hidrológicos, em locais onde a área de restauração é limitada, escolher o melhor local pode maximizar o potencial de oferta de determinados serviços hidrológicos. Considerando a vertente da bacia, os resultados também apresentaram um “trade-off” entre os serviços de disponibilidade hídrica e proteção. Este fato fica evidente nos resultados do cenário com cobertura no terço inferior, o qual apresentou maior serviço de proteção e menor serviço de disponibilidade hídrica. É interessante notar que no cenário de aumento aleatório de 30% na bacia hidrográfica os serviços não foram tão expressivamente influenciados, podendo-se concluir que a configuração espacial da cobertura florestal pode ter papel importante na manutenção e aumento dos serviços hidrológicos nesta porcentagem de cobertura florestal.

Os resultados apresentados neste estudo foram obtidos em uma bacia hidrográfica agrícola como área de estudo e utilizando simulações de mudanças na configuração e proporção da cobertura florestal que modificaram parâmetros referentes ao uso do solo (e.g. evapotranspiração, escoamento superficial, etc.), sem, contudo, considerar a possibilidade de alteração da estrutura da camada inicial do solo. Este talvez seja o ponto não totalmente compreendido da influência da cobertura florestal nos processos hidrológicos, pois se destaca a questão a respeito da possibilidade de a floresta modificar a estrutura do solo permitindo melhorias nos processos de infiltração e percolação. Assim, destaca-se esta pergunta como principal para a discussão sobre os serviços hidrológicos das áreas restauradas, e recomenda-se a realização de pesquisas nesta área.

Outro ponto que merece destaque é o de que os serviços hidrológicos não estão restritos apenas nas áreas com cobertura florestal, assim como os processos não ocorrem apenas

nestes locais, mas sim em toda bacia hidrográfica. Portanto, quando se pensa em serviço hidrológico a manutenção do funcionamento dos processos em toda a bacia hidrográfica é importante, pois a água perpassa todos os usos da terra, e o resultado no rio é uma soma das condições de todos. Este fato coloca não apenas a cobertura florestal como objetivo nos programas de restauração e programas de pagamento por serviços ambientais que visam o aumento dos serviços hidrológicos, mas também a área agrícola, considerando que na maioria dos casos este uso ocupa a maior parte da bacia hidrográfica, portanto tem maior influência nos processos hidrológicos.