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

**Uso do corte raso em mosaico visando à redução dos efeitos
hidrológicos em florestas plantadas**

Lara Gabrielle Garcia

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

**Piracicaba
2015**

Lara Gabrielle Garcia
Engenheira Florestal

**Uso do corte raso em mosaico visando à redução dos efeitos hidrológicos em
florestas plantadas**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:

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

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

Piracicaba
2015

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

Garcia, Lara Gabrielle

Uso do corte raso em mosaico visando à redução dos efeitos hidrológicos em florestas plantadas / Lara Gabrielle Garcia. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2015.
139 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Floresta plantada 2. Colheita em mosaico 3. Intensidade do corte 4. Localização do corte 5. Hidrologia florestal 6. Vazão máxima I. Título

CDD 634.9224
G216u

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

Com carinho, aos meus pais,
pelo apoio a realização deste sonho,
e aos meus irmãos por sempre acreditarem em mim.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Faltam palavras para definir a sensação de um projeto se encerrando, assim como também é difícil encontrar palavras para agradecer a todos que participaram deste processo.

Primeiramente preciso agradecer ao prof. Silvio Ferraz por toda a caminhada e aprendizado nestes quase três anos de orientação, muito obrigada professor pelos conselhos e orientações, mas também pela paciência.

Agradeço ao prof. Walter de Paula Lima, pelas discussões e revisões, por estar sempre por perto e pronto quando precisamos. A FAPESP pelo suporte financeiro (Processo nº 2012/07428-3). A Estação Experimental de Itatinga e todos seus funcionários, assim como ao João Carlos e ao Rildo por todo o suporte, e especialmente ao Welinton pela valiosa ajuda em campo. Ao prof. Folegatti que disponibilizou o Laboratório de Hidráulica, e ao técnico Gilmar pela ajuda nos ensaios realizados. Agradeço também os responsáveis do projeto Eucflux, em especial ao prof. Nouvellon, pela disponibilização dos dados.

Ao Michel e ao Mingoti, primeiros desbravadores da modelagem no laboratório, sempre prontos a ajudar e guias imprescindíveis nesta caminhada, o meu muito obrigada.

A estas pessoas hidrologicamente sensíveis, que habitam o Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF), essenciais durante todo o processo deste trabalho, que é, na verdade, um pouco de cada um de vocês Carol, Garmim, Frederico, Vinícius, Carla, Cássio, Ricardo, Yuri, Vanessa, Maureen, Rodrigo, Maira, Aline, Jéssica, Leandro, Nathalia, Tatima, Renata e Clarissa. Muito obrigada não apenas pelos conselhos, ajudas, discussões e cafés, mas também pelas risadas, descontrações e amizade. Muito obrigada pela convivência e por fazerem do laboratório um lugar querido.

Minha eterna gratidão a duas figuras essenciais neste trabalho, Cássio e Vinícius, que durante muito tempo ouviram minhas reclamações e me ajudaram mais do que é possível agradecer. Este trabalho não teria chegado até aqui sem vocês, e vocês sabem.

Agradeço ainda a Carol pela amizade, mas também pelo aprendizado, porque foi através da sua paixão pela hidrologia florestal que este mundo fantástico fez sentido para mim.

Não poderia deixar de agradecer a amigos que desde o primeiro ano de graduação me aguentam, que foram conselheiros e revisores essenciais durante esta etapa. A vocês Koxô, Aufredo, Pagé, Borça e Matusa, obrigada pela amizade de ontem, de hoje e de sempre.

O meu muito obrigada também aos amigos floresteiros que estiveram sempre presentes nestes anos de mestrado e em tantos anos de graduação. Xau, Flã, Lãpa e Farofa obrigada pela amizade, por toda a ajuda e conversas.

A esta família diferente, que me “abrigou” durante este tempo de altos e baixos, que em nenhum momento me deixou desanimar e que muito torceu pela realização deste mestrado, obrigada Vulevu e Zãgada. E também especialmente a Ana Elisa, a mineirinha mais querida da família. Obrigada pelos abraços e desabafos, pela paciência, pela presença em todos os momentos, por dividir minhas alegrias e problemas, e por estar ao meu lado quando eu mais precisei.

A minha mãe, Amélia, e ao meu pai, Luiz, agradeço por toda dedicação e amor em todos os momentos, mas também pela inspiração como ser humano e profissional. A os meus irmãos, Diego e Junior, pelo cheiro da infância que carregam na alma, e por terem sempre abraços prontos.

A todos com quem durante este caminho esbarrei, entre conversas e sugestões muitas ideias nasceram, deixo o meu muito obrigada.

Piled Higher and Deeper by Jorge Cham

www.phdcomics.com

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO	15
1.1 Revisão Bibliográfica	15
Referências	25
2 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DO CORTE RASO SOBRE O REGIME DE VAZÃO DE RIACHOS EM ÁREAS DE REFLORESTAMENTO.....	33
Resumo	33
Abstract	33
2.1 Introdução	34
2.2 Material e métodos	35
2.2.1 Área de estudo	35
2.2.2 Uso do solo	37
2.2.3 Dados meteorológicos.....	37
2.2.4 Dados hidrológicos.....	39
2.2.5 Avaliação dos efeitos do corte da cobertura florestal	41
2.2.6 Análise de eficiência das simulações	43
2.2.7 Análise das vazões mínimas	43
2.3 Resultados	44
2.3.1 Série histórica de precipitação e deflúvio	44
2.3.2 Efeito do ajuste dos dados	45
2.3.3 Efeito das simulações de corte na curva de permanência	46
2.3.4 Determinação do deflúvio mínimo de referência	49
2.3.5 Regulação do deflúvio	52
2.4 Discussão.....	53
2.5 Conclusões.....	57
Referências	58
3 EFEITOS HIDROLÓGICOS DE CONFIGURAÇÕES DE CORTE RASO EM FLORESTAS PLANTADAS.....	63
Resumo	63
Abstract	63
3.1 Introdução	64
3.2 Material e métodos	66
3.2.1 Área de estudo	66
3.2.2 Uso do solo	66
3.2.3 Modelos numéricos de elevação	70
3.2.4 Solos	71
3.2.5 Dados hidrológicos e meteorológicos.....	75
3.2.6 Parâmetros do canal de drenagem	76
3.2.7 Simulações dos efeitos do corte em mosaico	76
3.2.7.1 Histórico	76
3.2.7.2 Formulação do modelo.....	76
3.2.7.3 Processos simulados.....	77
3.2.7.4 Interceptação.....	77
3.2.7.5 Evapotranspiração.....	78
3.2.7.6 Infiltração na zona não saturada	79
3.2.7.7 Escoamento e amortecimento no canal	80
3.2.7.8 Escoamento superficial	81

3.2.7.9 Escoamento subterrâneo	83
3.2.7.10 Intervalos de processamento	83
3.2.7.11 Distribuição das células de processamento	83
3.2.8 Calibração e validação.....	83
3.2.8.1 Avaliação de eficiência do modelo	84
3.2.9 Cenários de corte.....	85
3.2.9.1 Simulações hidrológicas dos cenários	88
3.2.9.2 Parâmetros de análise das simulações realizadas	88
3.2.9.3 Curva de permanência da vazão	90
3.3 Resultados	90
3.3.1 Caracterização da microbacia	90
3.3.2 Calibração e validação.....	93
3.3.3 Efeito da intensidade e configuração espacial do corte	95
3.3.4 Efeito da retirada da vegetação ripária	102
3.4 Discussão	105
3.5 Conclusões	110
Referencias.....	111
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	119
APÊNDICES	121
ANEXOS.....	129

RESUMO

Uso do corte raso em mosaico visando à redução dos efeitos hidrológicos em florestas plantadas

A expansão das áreas de reflorestamento colocam em evidência os possíveis efeitos destas nos recursos hídricos. Tendo como principal característica o crescimento acelerado, as florestas plantadas apresentam elevadas taxas de evapotranspiração, e, embora não sejam consideradas usuárias de água, o consumo das mesmas modifica a produção de água na microbacia. Buscando entender este cenário, o objetivo do estudo foi identificar alternativas de corte raso em mosaico a serem utilizadas para mitigar os efeitos das florestas plantadas nos recursos hídricos. Foram testados variáveis de intensidade e configuração espacial do corte raso e seus efeitos obtidos por meio de simulações chuva-vazão na microbacia experimental de Itatinga. O estudo foi dividido em duas partes, a primeira foi referente à análise do consumo por meio da curva de permanência do deflúvio em diferentes cenários de intensidade de corte, e a segunda pela simulação hidrológica distribuída de cenários de corte variáveis tanto na intensidade quanto na localização. A partir dos resultados obtidos foram realizadas comparações com as vazões mínimas de referência ($Q_{7.10}$ e Q_{90}) para quantificação do consumo de água das florestas ao longo do tempo. Os resultados mostraram que quando totalmente coberta com floresta o consumo de água sempre ficava além do recomendado, conforme o corte da cobertura simulado era intensificado (até 100% de corte) os valores de consumo caíam, sendo que a partir de cinquenta por cento de corte o deflúvio ficava abaixo dos dois índices de vazão mínima de referência analisados. Na segunda parte do estudo os cenários de intensidade e localização do corte (30, 50 e 70% de corte nas cotas baixas e altas) foram comparados com a referência – cobertura total com floresta – e os resultados analisados quanto ao escoamento total, pico de vazão e volume dos eventos. Foi também simulado um cenário para a análise do efeito da vegetação ripária na redução dos impactos. Os resultados mostraram que os efeitos das diferentes intensidades de corte raso estão relacionados a altura total precipitada, pois apresentaram diferenças significativas para os menores eventos de chuva, não tendo as intensidades diferenças no corte para os maiores eventos (lâminas de chuva acima de 15 mm). A localização do corte nas cotas baixas da bacia resultou em picos de vazão e volume maiores do que o cenário referência para uma mesma intensidade de corte. Quando os cortes foram realizados nas cotas altas os resultados não diferiram significativamente do cenário referência em nenhuma porcentagem de corte, com exceção para a altura precipitada entre 4 e 8 mm. As simulações dos efeitos da floresta ripária mostraram que quando mantida ao longo do rio a vegetação diminui o escoamento direto, no entanto, este efeito depende da intensidade do evento de chuva, não sendo significativo para grandes eventos. Por meio dos dados foi possível concluir que o corte em mosaico é uma ferramenta que deve ser utilizada no manejo das florestas plantadas, pois por meio deste é possível diminuir o consumo através da intensidade e mitigar os efeitos do aumento do escoamento por meio da localização do corte.

Palavras-chave: Floresta plantada; Colheita em mosaico; Intensidade do corte; Localização do corte; Hidrologia florestal; Vazão máxima

ABSTRACT

Use of clear-cutting mosaic to reduce hydrological effects on forest plantations

The expansion of areas of planted forests shows possible effects they have on water resources. Due to the characteristics of accelerated growth, commercial reforestations have high rates of evapotranspiration. Although planted forests are not considered water users, their consumption modifies water production in the watershed. Seeking to understand this scenario, the objective of this study was to identify alternatives to clear-cutting in mosaic that can be used to mitigate the effects of planted forests in water resources. Variables of intensity and spatial configuration of clear-cutting and its effects obtained through rain-flow simulations were tested in the experimental watershed of Itatinga. The study was divided into two parts, the first consisted of the analysis of consumption through the flow permanence curve in different scenarios of cut intensity, and the second was characterized by hydrological simulation of distributed variable cutting scenarios both in intensity and in location. The results were used to compare with the minimum flow rates of reference ($Q_{7.10}$ and Q_{90}) to quantify water consumption of forests over time, measuring the relationship between consumption and minimum reference flow. The results showed that when fully covered with forest, water consumption was always beyond the recommended, and as the simulated cut of the vegetation cover was enhanced (until 100% cutting), consumption values dropped. After 50 percent of cutting, runoff remained below two rates of minimum flow reference analyzed. In the second part of the study, the scenarios of intensity and location of cuts (30, 50 and 70% of cut in downstream and upstream) were compared with reference – complete forest cover – and the results were analyzed in terms of total runoff, peak flow and volume of events. It was also simulated a scenario for the analysis of the effects of riparian vegetation on the reduction of impacts caused by the clear-cutting of the planted forest. The effects of different intensities of clear-cutting are related to the size of the event of rain, because they showed significant differences for smaller rain events, however, no differences in the intensities were observed for greater events (precipitation above 15 mm). The location of the cut in downstream scenarios resulted at peak flow and volume larger than the reference scenario for the same cut intensity. When the cuts were made in upstream, the results did not differ significantly from the reference scenario in any percentage of cut, except for the rain size between 4 and 8 mm. Simulations of the effects of riparian forest showed that when they are kept along the river, the vegetation decreases the direct runoff, however, this effect depends on the intensity of the rain event, not being significant for large events. The use of data allowed to conclude that the cut in mosaic is a tool that could be used in the management of planted forests, as it decreases consumption through intensity and mitigates the effects of increased runoff due to the location of the cut.

Keywords: Planted forest; Clear-cutting in mosaic; Cut intensity; Location of cut; Forest hydrology; Peak flow

1 INTRODUÇÃO

Mudanças no uso do solo em uma microbacia, como, por exemplo, aumento da área de plantio ou colheita, modificam a qualidade e a quantidade dos processos hidrológicos que ocorrem na área, logo ocasionam também mudanças na dinâmica e na relação entre as variáveis. Para as espécies de rápido crescimento (*Eucalyptus* e *Pinus*) estas mudanças se tornam mais evidentes, uma vez que as características destas afetam os processos de modo mais acentuado.

Os conflitos pelo uso da água envolvendo florestas plantadas ocorrem em diversos países, e a principal crítica de que aqueles são alvo acontece justamente em consequência de uma das características mais valorizadas destas espécies: a alta produtividade. As florestas plantadas influenciam não apenas a bacia hidrográfica onde estão localizados os plantios, mas também as bacias e usuários a jusante.

Interferências na cobertura florestal podem aumentar ou minimizar os impactos nas variáveis hidrológicas, entre elas as de produção e regulação do deflúvio. Uma das formas de alterar o uso do solo nas áreas com florestas de rápido crescimento é a utilização de técnicas de colheita que possam modificar a abrangência dos plantios e a localização das áreas no espaço dentro da microbacia, como, por exemplo, o corte em mosaico.

Diante deste contexto, o principal objetivo deste trabalho foi compreender como o corte em mosaico de florestas plantadas minimiza os efeitos destas no consumo de água e regulação dos picos.

Quanto aos objetivos específicos o estudo propõe:

- entender como o aumento das intensidades de corte diminuem o consumo de água das florestas e minimizam os efeitos destas nas áreas a jusante;
- compreender como a configuração espacial do corte em mosaico pode alterar o consumo e o escoamento nas bacias com florestas plantadas.

1.1 Revisão Bibliográfica

O manejo das plantações florestais, principalmente relacionados à atividade de colheita, influencia os recursos hídricos, uma vez que modifica a cobertura florestal das bacias e afeta a dinâmica entre floresta e água (HIBBERT, 1967). No entanto, a colheita é variável em intensidade e configuração espacial (DIJK; KEENAN, 2007), por isso as consequências do corte dependem das características

de localização em relação a vertente da bacia e o grau de intensidade (JONES; GRANT, 1996).

Esta dinâmica de intensidade e localização do corte pode ser utilizada como ferramenta no planejamento florestal visando à mitigação dos impactos causados tanto pelo consumo de água (BOSCH; HEWLETT, 1982), quanto pela geração do escoamento superficial (HARR, 1979; JONES; GRANT, 1996). No entanto, ainda são necessárias novas evidências de como a intensidade e localização da colheita afetam estes processos hidrológicos (DEFRIES; ESHLEMAN, 2004). Neste sentido, as ferramentas de modelagem hidrológica podem ser usadas para entender como a configuração espacial e tipo de colheita em plantações florestais alteram os processos hidrológicos (THOMAS; MEGAHAN, 1998; JONES; GRANT, 2001).

As florestas plantadas com espécies comerciais espalham-se por muitos países, inclusive no Brasil (LIMA *et al.*, 2012a), onde possuem uma das maiores produtividades, possibilitando ciclos de corte mais curtos e maior oferta de madeira (ALMEIDA *et al.*, 2007), diminuindo, conseqüentemente, a pressão pelo desmatamento sobre as florestas nativas (CHRISTINA *et al.*, 2011). Por outro lado, é justamente esta alta produtividade que faz com que estas florestas apresentem taxas de consumo de água elevadas (SCOTT, 2005). Conseqüentemente, muitas críticas apontam os plantios comerciais de Eucaliptos como responsáveis pela falta de água em algumas regiões, principalmente em locais onde os períodos de seca são mais severos, o que acaba gerando conflitos entre as partes envolvidas (SCOTT, 2005; DIJK; KEENAN, 2007).

Diante deste quadro, as florestas plantadas demandam manejos e planejamentos adequados e pautados na disponibilidade hídrica da região (CALDER, 2007), buscando-se minimizar seus efeitos sobre os recursos hídricos (RODRIGUEZ SUAREZ *et al.*, 2013). Este cenário apresenta maior importância principalmente nos períodos de vazões mínimas, quando naturalmente há baixa disponibilidade hídrica (RODRIGUEZ SUAREZ *et al.*, 2013), uma vez que, em alguns casos, o reflorestamento com espécies de rápido crescimento leva a reduções significativas das vazões mínimas (SMITH; SCOTT, 1992).

Para entender como o manejo florestal, especificamente a colheita, pode minimizar estes cenários é necessário antes conhecer a relação e influências entre os processos hidrológicos e as florestas plantadas (SMAKHTIN, 2001). No entanto, é preciso saber que muitas das relações entre florestas plantadas e processos

hidrológicos são inerentes a qualquer floresta, seja ela plantada ou não. O que diferenciam as florestas com espécies de rápido crescimento são seu sistema de monocultura e a produtividade elevada - fatores que acabam por destacar os efeitos sobre os recursos hídricos, de modo a torná-los mais perceptíveis e não naturais (SCOTT, 2005).

Os processos hidrológicos fazem parte do ciclo da água, que resulta no balanço hídrico de um local (TUCCI; CLARKE, 1997; SWANSON *et al.*, 2000): quando a chuva precipita em uma bacia, a água pode ser interceptada pela vegetação, retida nas depressões do solo, infiltrada no solo ou evaporada de volta para a atmosfera; o que resulta destes processos segue para o curso d'água como escoamento superficial ou subsuperficial (GORDON *et al.*, 2004).

A redução da cobertura florestal aumenta a produção de água na bacia (HIBBERT, 1967), assim como o plantio de novas florestas aumenta o consumo de água e reduz sua produção (BOSCH; HEWLETT, 1982). Esta relação inversa entre cobertura florestal e produção de água ocorre, principalmente, pela alteração dos diversos processos hidrológicos na bacia (MAITRE; SCOTT; COLVIN, 1999). Entre as alterações nos estão o aumento da interceptação devido a maior quantidade de copa e densidade de folhas (MAITRE; SCOTT; COLVIN, 1999); aumento da evapotranspiração decorrente do processo de fotossíntese (SMAKHTIN, 2001; CABRAL *et al.*, 2010), e sistema profundo de raízes que pode até mesmo alcançar o lençol freático (CHRISTINA *et al.*, 2011; RODRIGUEZ SUAREZ *et al.*, 2013).

Entretanto, além da porcentagem de cobertura florestal presente na bacia, outros fatores também afetam os processos hidrológicos, como: idade dos indivíduos, que influencia as taxas de evapotranspiração e interceptação, afetando principalmente as vazões mínimas (ALMEIDA *et al.*, 2007); os diferentes manejos realizados durante o ciclo do eucalipto: pré-plantio, crescimento, colheita (JOHNSON, 1998); e também a localização da floresta na bacia hidrográfica (VERTESSY; ZHANG; DAWES, 2002).

De uma forma geral, o balanço hídrico representa quantitativamente as entradas e saídas de água, durante um período de tempo determinado, em uma bacia hidrográfica específica, e a equação simplificada que descreve o balanço hídrico está representada na eq. (1) (SWANSON *et al.*, 2000).

$$Q = P - I - T - E - G - W + R \pm S \quad (1)$$

onde,

Q = deflúvio;

P = precipitação;

I = interceptação;

T = transpiração;

E = evaporação;

G = recarga da água subterrânea;

W = retirada de água para consumo;

R = entrada de água por fontes externas;

S = variações no armazenamento.

Os componentes do balanço hídrico representam, portanto, os processos que ocorrem na bacia e, embora possam ser medidos separadamente, estão intimamente ligados (SWANSON *et al.*, 2000). Esta interação entre componentes pode ser representada na Figura 1.1.

Figura 1.1 – Esquema dos hidrológicos que compõem o balanço hídrico em uma bacia hidrográfica (adaptado de Swanson *et al.*, 2000).

Sabe-se que as bacias hidrográficas com cobertura florestal apresentam maiores taxas de evapotranspiração do que, por exemplo, aquelas com cobertura de gramíneas, e esta perda de água para a atmosfera afeta a produção de água da bacia (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001). Portanto, a vegetação tem papel fundamental, atuando como fator limitante da evapotranspiração, alterando parâmetros deste processo como o albedo (TUCCI; CLARKE, 1997), turbulência do vento devido à altura (SHUTTLEWORTH, 1993), e disponibilidade de água por meio da ocupação e profundidade do sistema radicular (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001).

A evaporação do local também atua na retirada da água que foi interceptada pela vegetação, sendo que este volume de água retido e posteriormente evaporado para a atmosfera é significativo (BRUIJNZEEL, 1990) e está relacionado à perda de deflúvio nas bacias florestadas (SWANK, 1968), assim como na redução dos picos da vazão (TUCCI, 2009; GRANT *et al.*, 2008), e em última análise na recarga da água subterrânea (MAITRE; SCOTT; COLVIN, 1999). O total de água interceptada e perdida para a atmosfera é tipicamente de 10 a 30% da precipitação total, e depende em parte da capacidade de estoque ou armazenamento da copa, mas também da natureza da chuva (SHUTTLEWORTH, 1993). Por isso, o tipo de vegetação interfere na taxa de água interceptada, pois diferentes estruturas de folha possuem capacidades de armazenamento distintas (TUCCI, 2009), como no caso de gramíneas e florestas, sendo que a primeira possui menor taxa de interceptação em relação à segunda (SWANSON *et al.*, 2000).

A água que não foi interceptada passa através da copa da floresta e chega até o solo, podendo ser infiltrada, retida em depressões na superfície do solo e evaporar antes de infiltrar, ou ainda deixar a área como escoamento superficial (SWANSON *et al.*, 2000). As propriedades do solo que influenciam nos processos de infiltração e movimento da água no solo são a condutividade hidráulica e a capacidade de retenção de água do solo (RAWLS *et al.*, 1993). Solos com cobertura florestal possuem, em sua maioria, alta capacidade de infiltração, devido às condições propícias relacionadas à presença da floresta, como a abundante diversidade de micro e macro fauna do solo, e sistemas de raízes profundas, o que caracteriza solos com alta macroporosidade, baixa densidade e alta condutividade hidráulica saturada, favorecendo as taxas de infiltração (NEARY *et al.*, 2009).

O volume de água que infiltra no solo gera escoamento subsuperficial e escoamento base (MOSLEY; McKERCHAR, 1993). A intensidade da chuva que excede a taxa de infiltração do solo é definida como escoamento superficial (TUCCI; CLARKE, 1997), e representa a lâmina de água que se movimenta pela superfície da bacia hidrográfica até o canal (SWANSON *et al.*, 2000).

Existem duas possíveis razões para que ocorra o escoamento superficial (WARD, 1984): a intensidade de chuva pode ser maior do que a capacidade de infiltração e com isso há um excesso de água na superfície, denominado de escoamento superficial Hortoniano; e a segunda, quando o solo encontra-se saturado de água, todos os poros estão ocupados por água, e não há mais espaço poroso para que ocorra infiltração há a geração do escoamento superficial de áreas saturadas (HEWLETT; HIBBERT, 1967). Entre as características da bacia que influenciam os mecanismos de geração do escoamento superficial, os principais são a profundidade do solo e o gradiente topográfico, sendo a interação entre este e os processos hidrológicos denominada de hidrogeomorfologia da bacia hidrográfica (SIEFERT; SANTOS, 2012).

Em áreas com menor declividade o fluxo de escoamento pode perder energia e a água acumular, o que poderá resultar em exfiltração do escoamento sub-superficial, formando canais intermitentes e aumentando a área que contribui diretamente para o escoamento superficial (Figura 1.2) (HEWLETT; HIBBERT, 1967).

Figura 1.2 – Esquema da geração de escoamento superficial de áreas saturadas: hipótese de Hewlett; P representa a precipitação, Q_o representa o escoamento superficial, Q_t escoamento sub-superficial, Q_g escoamento de base e Q_p representa a precipitação direta sobre as áreas saturadas (Adaptado de Ward, 1984).

A dinâmica espacial de contração e expansão destas áreas no tempo caracterizam-na como áreas variáveis de afluência (HEWLETT; HIBBERT, 1967; WARD, 1984). Dentre estas, destaca-se a importância das áreas hidrologicamente sensíveis, ou seja, aquelas que possuem maior probabilidade de geração de escoamento superficial de áreas saturadas, e os efeitos que o manejo e uso do solo nestes locais possam ter sobre a qualidade dos recursos hídricos (WALTER *et al.*, 2000).

Estas áreas com maior probabilidade de saturação situam-se principalmente nas partes baixas do terreno, próximas ao curso da água, mas podem surgir em diferentes locais da bacia, e por apresentarem características singulares são denominadas zonas ripárias, sendo as florestas ripárias a vegetação localizada sobre estas regiões (ZAKIA *et al.*, 2006).

A presença de cobertura florestal nestas zonas altera os processos hidrológicos, principalmente a geração de escoamento, pois influencia nas taxas de infiltração e consumo de água (SALEMI *et al.*, 2012). Devido à posição das matas ripárias próxima ao canal de drenagem, o sistema radicular tem acesso direto ao lençol freático, com água disponível a cobertura vegetal pode aumentar as taxas de evapotranspiração, resultando em maiores consumos de água (DUNFORD; FLETCHER, 1947).

Em razão da saturação das áreas mais baixas da bacia – cotas inferiores – o escoamento superficial durante os eventos de chuva é maior do que o sub-superficial (WARD, 1984), o que aumenta o carregamento de solo e contaminantes para os canais (BUTTLE, 2002), gerando picos de vazão no curso d'água (ABDELNOUR *et al.*, 2011).

A alta capacidade de infiltração dos solos com cobertura floresta, contribui para a diminuição do escoamento superficial, ao mesmo tempo que favorece o escoamento subsuperficial, consequentemente nessas bacias com cobertura florestal as vazões máximas são moderadas e o escoamento de base prolongado (FARLEY; JOBBÁGY; JACKSON, 2005; NEARY *et al.*, 2009). O escoamento subsuperficial é ainda favorecido pela presença de macroporos nas camadas do solo os quais formam caminhos preferenciais por onde a água escoar (SWANSON *et al.*, 2000).

Já o escoamento base representa o escoamento proveniente do armazenamento da água no lençol freático (GORDON *et al.*, 2004), sendo

influenciado pelas características físicas da bacia, distribuição do estoque de água em canais e aquíferos, evapotranspiração, geomorfologia do solo e canais, zonas ripárias e camadas superficiais do solo (PRICE, 2011).

Os processos de escoamento superficial, subsuperficial e de base geram o deflúvio da bacia, ou produção de água, que representa a integração de todos os componentes e processos que ocorrem na bacia hidrográfica (MOSLEY; McKERCHAR, 1993). A expansão da cobertura vegetal resulta em maiores taxas de evapotranspiração e conseqüentemente diminuição do fluxo base, diferentemente, a redução da mesma ocasiona o elevação do deflúvio devido ao aumento do escoamento superficial e diminuição da evapotranspiração (BOSCH; HEWLETT, 1982; GRANT *et al.*, 2008).

As relações destacadas até o momento representam influências na escala da floresta, mas os efeitos das mudanças no uso do solo também dependem de características da bacia, como a declividade e profundidades do solo, e das características da região, como a distribuição de chuvas e clima (TUCCI; CLARKE, 1997). Um exemplo disso são as regiões que possuem chuvas concentradas no verão, com taxas de evapotranspiração maiores, onde as mudanças na cobertura florestal destas regiões, típicas do Sudeste e Centro-Oeste do Brasil, tendem a gerar maiores impactos (COLLISCHONN, 2001).

Pelo exposto, pode-se concluir que o ciclo hidrológico é altamente interligado e complexo. Modificações em uma parte do sistema afetam diversos outros processos, portanto, entender as relações e influências é necessário para o manejo adequado dos recursos hídricos (SWANSON *et al.*, 2000). Assim como também é necessário conhecer as relações entre cobertura florestal e processos quando se busca soluções para atenuar os impactos das florestas plantadas (DEFRIES; ESHLEMAN, 2004).

Uma das possíveis respostas a estas soluções é a utilização de um manejo pautado na diminuição dos impactos e aumento da eficiência do uso da água (VANCLAY, 2009). Entre os manejos que podem ser realizados estão o aumento do ciclo de corte (SCOTT; PRINSLOO, 2008), proteção das áreas mais sensíveis da bacia, como aquelas com predominância de escoamento superficial (LIMA *et al.*, 2012b), escolha de espécies com maior eficiência do uso d'água (FERRAZ *et al.*, 2013), diminuição da intensidade de plantio (STEDNICK, 1996), mosaico de idade

(VERTESSY; ZHANG; DAWES, 2002), e localização da floresta (KALANTARI *et al.*, 2014).

No entanto, as respostas hidrológicas decorrentes das mudanças na cobertura florestal são extremamente difíceis de medir (HIBBERT, 1967; DEFRIES; ESHLEMAN, 2004); somado a isto, as peculiaridades do local, como uso do solo, regime de chuvas, tipo de solo e condições geológicas, tornam ainda mais difícil à aplicação dos resultados em outros locais (VENKATESH *et al.*, 2014). Buscando novas ferramentas para entender os efeitos do manejo em bacias, os modelos hidrológicos foram desenvolvidos para entender os processos nas bacias (DANIEL *et al.*, 2011), simular cenários e conhecer as consequências antes que mudanças sejam, de fato, realizadas (MULETA; NICKLOW, 2005). Neste contexto, um modelo chuva-vazão representa a caracterização do ciclo hidrológico por meio de equações que tentam representar os processos hidrológicos e gerar respostas de vazão relacionadas a uma precipitação, adotando a bacia hidrográfica como unidade espacial (VIOLA, 2008).

Os modelos hidrológicos distribuídos de base conceitual são utilizados em muitos casos como ferramentas nas simulações de consequências das mudanças no uso do solo (ABBOTT *et al.*, 1986; DANIEL *et al.*, 2011), e entre estas mudanças estão os cenários que simulam os impactos da colheita florestal nos processos hidrológicos (SEIBERT; MCDONNELL, 2010; ABDELNOUR *et al.*, 2011; KALANTARI *et al.*, 2014). Outra utilização dos modelos são as simulações de mosaicos do uso do solo, que integram manejos e recursos hídricos (OTT; UHLENBROOK, 2004).

Os modelos hidrológicos distribuídos possuem características que os diferenciam na modelagem da mudança do uso solo. A forte base física destes modelos é representada na característica de que todos os parâmetros ou constantes utilizados nas suas equações podem, teoricamente, ser medidos em campo (ABBOTT *et al.*, 1986); outra característica fundamental destes modelos é a espacialização dos parâmetros devido à heterogeneidade de alguns processos (ABBOTT *et al.*, 1986), como, por exemplo, a precipitação, que pode variar em relação à localização e intensidade na bacia (COLLISCHONN, 2001).

Por outro lado, uma característica indesejável, mas ainda comum dos modelos de base física, é a necessidade de calibração dos parâmetros (SOROOSHIAN; GUPTA, 2012). Esta etapa requer a disponibilidade de séries

temporais longas, as quais nem sempre estão disponíveis (ABBOTT *et al.*, 1986), e não assegura ainda boa precisão dos dados calibrados (BEVEN, 2001).

Os dois principais representantes destes modelos são o “Systeme Hydrologique Europeen” (SHE) (ABBOTT *et al.*, 1986) e o *TOPMODEL* (BEVEN *et al.*, 2012). Por apresentarem distribuição espacial e parâmetros de base física, estes modelos são geralmente aplicados em bacias pequenas, devido à dificuldade de obtenção dos dados (COLLISCHONN, 2001). Dentro destes modelos encontra-se também o “Gridded Surface Subsurface Hydrologic Analysis” (GSSHA), o qual possui as equações de cálculo das camadas saturadas e não saturadas do solo, escoamento da água em duas dimensões e simulações de longos períodos (DOWNER; OGDEN, 2004; DANIEL *et al.*, 2011). Entretanto, o GSSHA possui a limitação de demandar uma grande quantidade de dados e devido aos esquemas numéricos característicos do modelo é necessário um poder computacional intensivo nas simulações, o que inviabiliza o modelo nas aplicações em bacias maiores (BORAH; BERA, 2003).

As limitações dos modelos hidrológicos distribuídos de base física são evidenciadas nas falhas do conhecimento quanto aos processos hidrológicos, e suas complexidades dificultam as predições, além de causar incertezas na modelagem (BEVEN, 2001; DOWNER, 2007). Um dos entraves destes modelos diz respeito às escalas espaciais, pois os processos são calculados em escalas finas e extrapolados para escalas grosseiras/amplas (SIVAPALAN *et al.*, 2003), sendo que as possíveis soluções deste problema resultam em parametrizações por vezes excessivas e geram outros problemas (BEVEN, 1996). Apesar das limitações, estes modelos são ainda uma ferramenta poderosa e necessária para solucionar problemas hídricos que envolvem complexos sistemas e interações de processos superficiais e subsuperficiais (DANIEL *et al.*, 2011), sendo os avanços na aplicação destes modelos e o aumento do poder computacional, peças chaves para a simulação de sistemas hidrológicos reais (BEVEN, 2001).

A utilização das simulações por meio dos modelos hidrológicos distribuídos de base conceitual é, portanto, uma ferramenta a ser utilizada no planejamento florestal, uma vez que este influencia a hidrologia da bacia e seus impactos precisam ser conhecidos e mitigados. Uma vez que as diferentes coberturas florestais podem influenciar os processos hidrológicos da bacia (SCOTT; LESCH, 1997), conhecer como as variáveis de intensidade e localização do corte podem afetar de diferentes

maneiras o consumo de água e a regulação da vazão é essencial (KALANTARI *et al.*, 2014). Neste contexto, a colheita em mosaico é uma ferramenta que combina tanto a intensidade quanto a configuração espacial do corte, podendo ser uma estratégia no planejamento florestal que vise mitigar os impactos quantitativos das florestas comerciais na água.

Referências

ABBOTT, M.; BATHURST, J.; CUNGE, J.; O'CONNELL, P.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System—Système Hydrologique Européen, “SHE”, 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 87, p. 45–59, 1986. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169486901149>>. Acesso em: 24 set. 2014.

ABDELNOUR, A.; STIEGLITZ, M.; PAN, F.; MCKANE, R. Catchment hydrological responses to forest harvest amount and spatial pattern. **Water Resources Research**, Washington, v.47, n.9, p.1-18, 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2010WR010165>>. Acesso em: 6 ago. 2014.

ALMEIDA, A.C.; SOARES, J.V.; LANDSBERG, J.J.; REZENDE, G.D. Growth and water balance of Eucalyptus grandis hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.251, n.1/2, p.10–21, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037811270700463X>>. Acesso em: 14 jul. 2014.

BEVEN, K. A discussion of distributed hydrological modelling. In: ABBOTT, M.; REFSGAARD, J. (Ed.) **Distributed Hydrological Modelling**. Amsterdam, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1996. chap.13, p.255 – 278. Disponível em: <http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-009-0257-2_13>. Acesso em: 24 sept. 2014.

BEVEN, K. How far can we go in distributed hydrological modelling? **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 5, n. 1, p. 1–12, 2001. Disponível em: <<http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/5/1/2001/>>. Acesso em: 14 maio 2014.

BEVEN, K.; LAMB, R.; QUINN, P.; ROMANOWICZ, R.; FREER, J. TOPMODEL. In: SINGH, V.J. (Ed.). **Computer models of watershed hydrology**. Colorado: Water Resources Publications, 2012. chap. 18, p. 627-668.

BORAH, D.; BERA, M. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: review of mathematical bases. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 46, n. 6, p. 1553–1566, 2003. Disponível em: <<http://www.isws.illinois.edu/iswsdocs/journals/TransASAE46-6-1553-1566.pdf>>. Acesso em: 25 sept. 2014.

BOSCH, J.; HEWLETT, J. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.55, p.3–23, 1982. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169482901172>>. Acesso em: 7 ago. 2014.

BRUIJNZEEL, L. **Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review**. Amsterdam, Netherlands: UNESCO, 1990. 230p.

BUTTLE, J.M. Rethinking the donut: the case for hydrologically relevant buffer zones. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 16, n. 15, p. 3093–3096, 2002. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.5066>>. Acesso em: 9 Oct. 2014.

CABRAL, O.M.R.; ROCHA, H.R.; GASH, J.H.C.; LIGO, M.A.V.; FREITAS, H.C.; TATSCH, J.D. The energy and water balance of a Eucalyptus plantation in southeast Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.388, n.3/4, p.208–216, 2010. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169410002404>>. Acesso em: 6 Aug. 2014.

CALDER, I.R. Forests and water—Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.251, n.1/2, p.110–120, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004719>>. Acesso em: 29 May 2014.

CHRISTINA, M.; LACLAU, J.-P.; GONÇALVES, J.L.M.; JOURDAN, C.; NOUVELLON, Y.; BOUILLET, J.-P. Almost symmetrical vertical growth rates above and below ground in one of the world's most productive forests. **Ecosphere**, Ithaca, v.2, n.3, p.1-10, 2011. Disponível em: <<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/ES10-00158.1>>. Acesso em: 6 Aug. 2014.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**, 2001. 270 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

DANIEL, E.; CAMP, J.V.; LEBOUUEUF, E.J.; PENROD, J.R.; DOBBINS, J.P.; ABKOWWITZ, M.D. Watershed modeling and its applications: A state-of-the-art review. **The Open Hydrology Journal**, Sharjah, v. 5, p. 26–50, 2011. Disponível em: <<http://www.benthamscience.com/open/tohydj/articles/V005/26TOHYDJ.pdf>>. Acesso em: 24 Sept. 2014.

DEFRIES, R.; ESHLEMAN, K.N. Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 18, n. 11, p. 2183–2186, 2004. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.5584>>. Acesso em: 17 Jul. 2014.

DeVRIES, J.J.; HROMADKA II, T.V. Computer Models for Surface Water. In: MAIDMENT, D.R. (Ed.). **Handbook of hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1993. chap.21, p.21.1-21.6.

DIJK, A.I.J.M. van; KEENAN, R.J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.251, n.1/2, p.1–9, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004628>>. Acesso em: 29 May 2014.

DOWNER, B.C.W. **Development of a Simple Soil Moisture Model in the Hydrologic Simulator GSSHA**. Disponível em: <http://www.gsshawiki.com/GSSHA_Bibliography#GSSHA_ERDC_Technical_Notes_2F_Reports>. Acesso em: 15 Apr. 2014.

DOWNER, C.W.; OGDEN, F.L. GSSHA: Model To Simulate Diverse Stream Flow Producing Processes. **Journal of Hydrologic Engineering**, Reston, p. 161–174, 2004. Disponível em: <[http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2004\)9:3\(161\)](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)1084-0699(2004)9:3(161))>. Acesso em: 11 Sept. 2014.

DUNFORD, E.; FLETCHER, P. Effect of removal of stream-bank vegetation upon water yield. **Transactions of the American Geophysical Union**, Washington, v. 28, n. 1, p. 105–110, 1947. Disponível em: <<http://coweeta.uga.edu/publications/1020.pdf>>. Acesso em: 4 Oct. 2014.

FARLEY, K.A.; JOBBAGY, E.G.; JACKSON, R.B. Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. **Global Change Biology**, Oxford, v.11, n.10, p.1565–1576, 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>>. Acesso em: 25 May 2014.

FERRAZ, S.F.B.; LIMA, W.P.; RODRIGUES, C.B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.301, p.58–66, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112712006123>>. Acesso em: 29 May 2014.

GORDON, N.; MCMAHON, T.; FINLAYSON, B.; GIPPEL, C.; NATHAN, R. **Stream hydrology: an introduction for ecologists**. 2nd ed. West Sussex: John Wiley, 2004.444p.

GRANT, G.; LEWIS, S.; SWANSON, F.J.; CISSEL, J.; MCDONNELL, J. **Effects of forest practices on peak flows and consequent channel response: a state-of-science report for western Oregon and Washington**. Pacific Northwest Research Station, USDA: Portland, 2008. Disponível em: <http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr760.pdf>. Acesso em: 21 Feb. 2014.

HARR, R.D. **Effects of timber harvest on streamflow in the rain-dominated portion of the Pacific Northwest. Proceedings of a workshop on scheduling timber harvest for hydrologic concerns**. U.S. Department of Agriculture, Forest Service: Portland, 1979. Disponível em: <<http://andrewsforest.oregonstate.edu/pubs/pdf/pub573.pdf>>. Acesso em: 12 Mar. 2014.

HEWLETT, J.; HIBBERT, A. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: International symposium of forest hydrology.

Anais..., 1967. New York: Pergamon Press: 275–290. Disponível em: <<http://coweeta.uga.edu/publications/851.pdf>>. Acesso em: 9 Oct. 2014.

HIBBERT, A. Forest treatment effects on water yield. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY. **Anais...**, 1967. New York: Pergamon Press, 1967. p.527–543. Disponível em: <http://www.fs.fed.us/rm/boise/AWAE/labs/awae_flagstaff/Hot_Topics/SierraAnchaEF/publications/hibbert_fortrtmnteffectswateryield.pdf>. Acesso em: 7 Oct. 2014.

JOHNSON, R. The forest cycle and low river flows: a review of UK and international studies. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.109, p.1–7, 1998.

JONES, J.A.; GRANT, G.E. Peak Flow Responses to Clear-Cutting and Roads in Small and Large Basins, Western Cascades, Oregon. **Water Resources Research**, Washington, v.32, n.4, p.959–974, 1996. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/95WR03493>>. Acesso em: 12 Sept. 2014.

KALANTARI, Z.; LYON, S.W.; FOLKESON, L.; FRENCH, H.K.; STOLTE, J.; JANSSON, P.E.; SASSNER, M. Quantifying the hydrological impact of simulated changes in land use on peak discharge in a small catchment. **The Science of the total environment**, Amsterdam, v.466/467, p.741–54, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23973540>>. Acesso em: 24 Jul. 2014.

LIMA, W.D.P.; FERRAZ, S.F.D.B.; RODRIGUES, C.B.; VOIGTLANDER, M. Assessing the Hydrological Effects of Forest Plantations in Brazil. In: P. J. Boon; P. J. Raven (Eds.). **River Conservation and Management**. Chichester, UK: John Wiley , 2012a. p.57–66.

LIMA, W.P.; LAPROVITERA, R.; FERRAZ, S.F.B.; RODRIGUES, C.B.; SILVA, M. M. Forest Plantations and Water Consumption: A Strategy for Hydrosolidarity. **International Journal of Forestry Research**, New York, v. 2012b, p.1–8, 2012. Disponível em: <<http://www.hindawi.com/journals/ijfr/2012/908465/>>. Acesso em: 12 Sept. 2014.

MAITRE, D.C.L.E.; SCOTT, D.F.; COLVIN, C. A review of information on interactions between vegetation and groundwater. **Water South Africa**, Pretória, v. 25, n. 2, p. 137–152, 1999.

MOSLEY, M.P.; McKERCHAR, A.I. Streamflow. In: MAIDMENT, D.R. (Ed.). **Handbook of hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1993. chap.8, p.8.1-8.66.

MULETA, M.K.; NICKLOW, J.W. Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 306, n. 1/4, p. 127–145, 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002216940400424X>>. Acesso em :13 Apr. 2014.

NEARY, D.G.; ICE, G.G.; JACKSON, C.R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n.10, p.2269–2281, 2009. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112709003557>>. Acesso em: 29 May 2014.

OTT, B.; UHLENBROOK, S. Quantifying the impact of land-use changes at the event and seasonal time scale using a process-oriented catchment model. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v. 8, n. 1, p. 62–78, 2004. Disponível em:

<<http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/8/62/2004/>>. Acesso em: 12 Jan. 2014.

PRICE, K. Effects of watershed topography, soils, land use, and climate on baseflow hydrology in humid regions: A review. **Progress in Physical Geography**, London, v. 35, n. 4, p. 465–492, 2011. Disponível em:

<<http://ppg.sagepub.com/cgi/doi/10.1177/0309133311402714>>. Acesso em: 1 Aug. 2014.

RAWLS, W.J.; AHUJA, L.R.; BRAKENSIEK, D.L.; SHIRMOHAMMADI, A. Infiltration and Soil Water Movement. In: MAIDMENT, D.R. (Ed.). **Handbook of hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1993. chap.5, p.5.1-5.74.

RODRIGUEZ SUAREZ, J.A.; DIAZ-FIERROS, F.; PEREZ, R.; SOTO, B. Assessing the influence of afforestation with Eucalyptus globulus on hydrological response from a small catchment in northwestern Spain using the HBV hydrological model.

Hydrological Processes, Chichester, v.28, n.22, p.1-12, 2013. Disponível em:

<<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.10061>>. Acesso em: 6 Aug. 2014.

SALEMI, L.F.; GROPPPO, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; LIMA, W.P.; MARTINELLI, L.A. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 454-455, p. 195–202, 2012. Elsevier B.V.

Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169412004647>>. Acesso em: 9 Jun. 2014.

SCOTT, D.F. On the hydrology of industrial timber plantations. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, n. 20, p. 4203–4206, 2005. Disponível em:

<<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.6104>>. Acesso em: 16 Jun. 2014.

SCOTT, D. F.; PRINSLOO, F. W. Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow. **Water Resources Research**, Washington, v.44, n.7, p.1-8, 2008. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2007WR006781>>. Acesso em: 16 jun. 2014.

SCOTT, D.; LESCH, W. Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 199, p. 360–377, 1997.

Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169496033367>>. Acesso em: 11 Sept. 2014.

SEIBERT, J.; MCDONNELL, J.J. Land-cover impacts on streamflow: a change-detection modelling approach that incorporates parameter uncertainty. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v. 55, n. 3, p. 316–332, 2010. Disponível em:

<<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02626661003683264>>. Acesso em: 28 May 2014.

SHUTTLEWORTH, W.J. Evaporation. In: MAIDMENT, D.R. (Ed.). **Handbook of hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1993. chap.4, p.4.1-4.53.

SIEFERT, C.; SANTOS, I. ÁREAS HIDROLOGICAMENTE SENSÍVEIS: UMA ABORDAGEM HIDROGEOMORFOLÓGICA PARA DELIMITAÇÃO DE ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE. **Ra'e Ga - O Espaço Geográfico em análise**, Curitiba, v. 24, p. 227–257, 2012. Disponível em:

<<http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs/index.php/raega/article/viewArticle/26216>>. Acesso em: 4 Oct.. 2014.

SIVAPALAN, M.; BLOSCHL, G.; ZHANG, L.; VERTESSY, R. Downward approach to hydrological prediction. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 17, n. 11, p. 2101–2111, 2003. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.1425>>. Acesso em: 2 Jun. 2014.

SMAKHTIN, V. Low flow hydrology: a review. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 240, n. 3/4, p. 147–186, 2001. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169400003401>>. Acesso em: 15 Apr. 2014.

SMITH, R.; SCOTT, D. The effects of afforestation on low flows in various regions of South Africa. **Water South Africa**, Pretória, v. 18, n. 3, p. 185 – 194, 1992.

Disponível em: <[http://www.wrc.org.za/Knowledge Hub Documents/Water SA Journals/Manuscripts/1992/WaterSA_1992_18_0696.PDF](http://www.wrc.org.za/Knowledge%20Hub%20Documents/Water%20SA%20Journals/Manuscripts/1992/WaterSA_1992_18_0696.PDF)>. Acesso em: 20 Au. 2014.

SOROOSHIAN, S.; GUPTA, V.K. Model Calibration. In: SINGH, V.J. (Ed.). **Computer models of watershed hydrology**, Colorado: Water Resources Publications, 2012. chap. 2, p. 23-68.

STEDNICK, J.D. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield.

Journal of Hydrology, Amsterdam, v. 176, n. 1/4, p. 79–95, 1996. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0022169495027807>>. Acesso em: 25 Mar. 2014.

SWANK, W. **The influence of rainfall interception on streamflow**. Clemson: Clemson University Water Resources Research Institute, 1968. 12p. Disponível em: <<http://coweeta.uga.edu/publications/458.pdf>>. Acesso em: 17 Sept. 2014.

SWANSON, F.J.; SCATENA, F.N.; DISSMEYER, G.E.; FENN, M.E.; VERRY, E.S.; LYNCH, J.A. 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**. chap.3, p.26–41, 2000. Asheville: USDA Forest Service General. (Technical Report SRS-39). Disponível em: <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/gtr/gtr_srs039/gtr_srs039>. Acesso em: 15 Jul. 2014.

THOMAS, R.B.; MEGAHAN, W.F. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, Western Cascades, Oregon: A second opinion. **Water Resources Research**, Washington, v. 34, n. 12, p. 3393–3403, 1998. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/98WR02500>>. Acesso em: 13 Apr. 2014.

TUCCI, C.E.M. Interceptação. In:_____. **Hidrologia**. Porto Alegre: UFRGS, 2009. chap.6, p.243-252.

TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R.T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento : revisão. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 2, p. 135–152, 1997.

VANCLAY, J.K. Managing water use from forest plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 2, p. 385–389, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112708006877>>. Acesso em: 9 Jun .2014.

VENKATESH, B.; LAKSHMAN, N.; PURANDARA, B.K. Hydrological impacts of afforestation — A review of research in India. **Journal of Forestry Research**, New York, v. 25, n. 1, p. 37–42, 2014. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11676-014-0431-8>>. Acesso em: 23 Jun. 2014.

VERTESSY, R.A.; ZHANG, L.; DAWES, W.R. Plantations, river flows and river salinity. **Australian Forestry**, Queen Victoria, v. 66, n. 1, p. 55–61, 2002.

VIOLA, M.R. **Simulação hidrológica na região Alto Rio Grande a montante do Reservatório de Camargos / CEMIG**. 2008. 120p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2008.

WALTER, M.T.; WALTER, M.F.; BROOKS, E.S.; STEENHUIS, T.S.; BOLL, J.; WEILER, K. Hydrologically Sensitive Areas : Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 3, p. 277–284, 2000.

WARD, R. On the response to precipitation of headwater streams in humid areas. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 74, p. 171–189, 1984. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169484901471>>. Acesso em: 9 Oct. 2014.

ZAKIA, M.J.B.; FERRAZ, F.F.B.; RIGHETTO, A.M.; LIMA, W.P. Delimitação da Zona Ripária em uma Microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. **As Florestas Plantadas e a Água**: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: Rima, 2006. p.89-106.

ZHANG, L.; DAWES, W.R.; WALKER, G.R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, Washington, v. 37, n. 3, p. 701–708, 2001. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2000WR900325>>. Acesso em 25 Apr 2013.

2 AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DO CORTE RASO SOBRE O REGIME DE VAZÃO DE RIACHOS EM ÁREAS DE REFLORESTAMENTO

Resumo

Com o aumento das áreas ocupadas com florestas plantadas também crescem as preocupações acerca do consumo de água por florestas de rápido crescimento, principalmente em épocas e regiões nas quais a disponibilidade hídrica é baixa. Como resultados das pressões por menor consumo de água novas ferramentas e técnicas estão sendo pensadas como alternativas no processo de produção, entre estas destaca-se a colheita florestal em mosaico de intensidade como uma alternativa na diminuição do consumo de água na região. No entanto, antes de implementada é necessário testar e analisar quais os cenários de corte melhor atendem as demandas, por isso o presente estudo tem como objetivo conhecer como a colheita em mosaico pode ser utilizada para mitigar os impactos na produção de água em uma microbacia com cobertura florestal. Para isto utilizou-se da curva de permanência da vazão como ferramenta na análise de cenários com diferentes intensidades de corte. A simulação dos cenários foi realizada por meio de um modelo (FCFC) que simulou a vazão em diferentes intensidades de corte da floresta. Os resultados obtidos mostraram que o aumento na intensidade do corte raso resulta em aumento nos valores de deflúvio. Os cenários com menores porcentagens de corte apresentaram deflúvio abaixo das vazões mínimas de referência, conseqüentemente o corte da floresta aumenta os valores de deflúvio acima do recomendado, possibilitando que mais água esteja disponível a jusante da microbacia. A curva de permanência é, portanto, uma ferramenta de análise que pode ser utilizada para identificar alternativas de corte em mosaico.

Palavras-chave: Reflorestamento; Vazão mínima; Intensidade de corte; Curva de permanência

Abstract

With the increase of the occupied areas with planted forests, concerns about water consumption in fast-growing forests grows, especially in periods and regions where water availability is low. Because of pressures to reduce water consumption, new tools and techniques are being designed as alternatives in production processes, such as the mosaic forest harvesting with intensity. However, prior to implementation it is necessary to test and analyze which cut scenarios best serve the demands, thus, this study investigated how the mosaic cut can be used to mitigate the impact on water production in a watershed with forest cover. For that purpose, the flow permanence curve was used as a tool in the analysis of scenarios with different cut intensities. The simulation of scenarios was carried out in a model (FCFC) that simulated the flow at different intensities of forest cut. The results showed that the increase in intensity of clear-cut results in increased values of runoff. The scenarios with lower percentages of cuts presented runoff values below the minimum reference flows ($Q_{7,10}$ e Q_{90}), which means that forest cuts increase runoff values above recommendation, allowing more water available downstream of the

watershed. The permanence curve is, therefore, an analysis tool that could be used to identify alternatives of mosaic cut.

Keywords: Reforestation; Minimum flow; Cut intensity; Flow duration curve

2.1 Introdução

A extensão de áreas ocupadas com plantações florestais vem se expandindo tanto no Brasil quanto em outras regiões do mundo, tendo destaque às espécies do gênero *Eucalyptus* (LIMA, 2010; ZHANG *et al.*, 2011). O manejo destas plantações florestais tem potencial para afetar os recursos hídricos de forma quantitativa (SCOTT; LESCH, 1997; LIMA, *et al.*, 2012a) e qualitativa (CAMPBELL; DOEG, 1989; CÂMARA; LIMA, 1999), portando possuem um importante papel na conservação dos mesmos (CREED *et al.*, 2011; FERRAZ *et al.*, 2013). Com isso, observa-se o aumento das preocupações em relação aos impactos das florestas de eucalipto no ambiente, especialmente quando se fala em recursos hídricos e consumo de água (VOSE *et al.*, 2011; LIMA, *et al.*, 2012b).

A taxa de evapotranspiração de plantações florestais, na escala de microbacias experimentais, tende a ser maior do que plantações de menor porte (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001; CABRAL *et al.*, 2010), ocasionando uma diminuição do rendimento hídrico em termos de deflúvio anual (SCOTT; SMITH, 1997; CALDER, 2007), como consequência, os impactos hidrológicos das plantações florestais são mais perceptíveis (SCOTT, 2005).

Estas taxas mais elevadas de consumo podem ser explicadas tanto por características intrínsecas do gênero, como o profundo sistema radicular (CHRISTINA *et al.*, 2011) e a idade (ALMEIDA *et al.*, 2007), mas também devido ao clima da região (CALDER, 2007) e ao manejo florestal realizado (BOSCH; HEWLETT, 1982). Entre as técnicas de manejos é observado, por exemplo, que a intensidade e o regime de corte na colheita florestal influenciam nas taxas de consumo de água (ABDELNOUR *et al.*, 2011).

O plantio e a colheita de uma floresta influenciam o balanço hídrico na escala de microbacias de duas formas distintas: quando há redução da cobertura florestal, ocorre um aumento no deflúvio anual e, de modo análogo, o aumento da cobertura florestal diminui o deflúvio (HIBBERT, 1967; BOSCH; HEWLETT, 1982).

Os efeitos hidrológicos do manejo florestal podem ser monitorados por meio da medição contínua da vazão na escala apropriada, no entanto a maior dificuldade

reside em encontrar um método que permita sumarizar e esclarecer as características da série temporal da vazão (SMAKHTIN, 2001; BROWN *et al.*, 2013). Neste sentido, a curva de permanência do deflúvio (ou vazão) é um dos métodos mais utilizados para ilustrar as variações que ocorreram ao longo do tempo (SMAKHTIN, 2001), sendo essencial para entender como as alterações na cobertura florestal influenciam na distribuição de frequência desta variável (BURT; SWANK, 1992; BROWN *et al.*, 2005, 2013).

A curva de permanência permite visualizar, no eixo das ordenadas, a representação da variação do valor da vazão, enquanto que o eixo das abscissas mostra a porcentagem de tempo em que determinada vazão foi igualada ou excedida (BROWN *et al.*, 2006). A forma da curva também indica diversas características do regime hídrico. Os valores entre 70 e 99% do tempo, por exemplo, são usualmente caracterizados como valores mínimos (SMAKHTIN, 2001), as vazões máximas podem ser interpretados na curva como aqueles valores de deflúvio que excedem de 1 a 5% do tempo (BROWN *et al.*, 2005). Por meio da curva ainda é possível obter os índices de vazão mínima de referência, como o Q_{90} e Q_{95} (PYRCE, 2004).

Diversos estudos relacionaram as alterações na produção de água em uma bacia com as mudanças na cobertura florestal (HIBBERT, 1967; BROWN *et al.*, 2013). No entanto, os resultados dos efeitos nos processos hidrológicos são obtidos apenas após a ocorrência das mudanças. Por outro lado, métodos que antecipem ou simulem as respostas são cada vez mais necessários para o planejamento dos recursos hídricos (SAHIN; HALL, 1996).

Dentro deste contexto, o principal objetivo deste estudo consiste no uso da ferramenta da curva de permanência para o entendimento de como a intensidade da colheita florestal influencia no deflúvio de uma microbacia, assim como simula diferentes intensidades do corte. Como objetivo específico, busca-se identificar possíveis limites de cobertura florestal, de modo a mitigar os efeitos das florestas plantadas no consumo de água, vazões máximas e períodos de mínima.

2.2 Material e métodos

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na microbacia do ribeirão Tinga, afluente do Córrego Potreirinho. O ribeirão Tinga está localizado na Estação Experimental de Ciências

Florestais de Itatinga (EECF – Itatinga), em Itatinga – SP (Figura 2.1). A EECF localiza-se na latitude 23°10' S (-23.05) e longitude 48°40' W (-48.628).

Figura 2.1 - Localização da área de estudo no contexto de São Paulo, dentro da EECF de Itatinga, e a microbacia do Tinga

A microbacia possui 85,8 ha cobertos por plantio do gênero *Eucaliptus* (*E.grandis*, *E.Benthamii*, *E.urograndis*, *E.citriodora* x *E.torelliana*, *E.urograndis* x *E.grandis*), *Pinus* (*P.taeda*, *P.elliotti*, *P.oocarpa* e híbridos) e por vegetação nativa na faixa ciliar. A vegetação anterior, *E.saligna*, foi cortada em 1998, o novo plantio ocorreu em 1998-1999, sendo que a mata ciliar manteve-se intacta durante a colheita florestal (CÂMARA; LIMA; VIEIRA, 2000).

Segundo a classificação de Köppen o clima é do tipo mesotérmico úmido, com temperaturas médias anuais em torno de 19,9 °C e precipitação média de 1308 mm. O balanço hídrico do município apresenta um excedente hídrico de 389,8 mm, e déficit de 2,4 mm (SENTELHAS *et al.*, 1999).

2.2.2 Uso do solo

O mapa de uso do solo foi baseado em imagens de satélites de alta resolução (Google Earth), e posteriores coletas de pontos com GPS sub-métrico Trimble na microbacia.

As áreas foram divididas em talhões de eucalipto, pinus e espécies nativas. As estradas foram consideradas como uso do solo. O mapa de uso do solo está apresentado na Figura 2.2, e as porcentagens de cada cobertura estão representadas na Tabela 2.1.

Figura 2.2 – Uso do solo na microbacia do ribeirão Tinga

Tabela 2.1 – Classes de uso do solo presentes na microbacia do ribeirão Tinga, assim como as respectivas áreas (hectares) de cada uma das classes

Uso do solo	Área	
	ha	%
Eucalipto	65,3	76,1
Pinus	7,9	9,2
Vegetação nativa	8,5	9,9
Estradas	4,1	4,8
Total	85,8	100,0

2.2.3 Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos utilizados foram: radiação líquida ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$), temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$), umidade relativa do ar (%) e velocidade do vento (m.s^{-1}). Esses foram obtidos da torre de fluxo pertencente ao Programa Cooperativo Eucflux,

realizado entre a Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ), o Instituto de Pesquisa e Estudos Florestais (IPEF), e outras entidades. A torre foi instalada em 2008 e está localizada em uma fazenda da empresa Duratex, em Itatinga, SP, distante cerca de 13 km da EECF – Itatinga (IPEF, 2011). Os dados obtidos na torre de fluxo encontram-se na escala de 30 minutos.

Para o cálculo da ETP seguiu-se a equação de Penman-Monteith modificada pela FAO (eq. 1) (ALLEN *et al.*, 1998), e foi realizado para uma escala diária.

$$ETP = \frac{0,408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} \cdot u_2 \cdot (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot u_2)} \quad (1)$$

onde,

ETP = evapotranspiração potencial [mm d⁻¹];

R_n = radiação líquida da copa [MJ m⁻² d⁻¹];

G = densidade de fluxo de calor no solo [MJ m⁻² d⁻¹];

T = temperatura média diária do ar a dois metros de altura [°C];

u₂ = velocidade do vento média diária a dois metros de altura [m s⁻¹];

e_s = pressão de saturação do vapor média diária [kPa];

e_a = pressão atual de vapor média diária [kPa];

Δ = declividade da curva de pressão de vapor no ponto de T [kPa °C⁻¹],

γ = constante psicrométrica [kPa °C⁻¹].

Os parâmetros utilizados no cálculo da ETP estão apresentados na Tabela

2.2.

Tabela 2.2 – Parâmetros meteorológicos utilizados no cálculo da ETP (Penman-Monteith-FAO)

Parâmetros	Símbolo	Valor	Unidade	Fonte
Altitude	-	850	m	Banco de dados
Calor latente de vaporização	λ	2.45	$\text{MJ kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$	FAO
Calor específico de pressão constante	c_p	$1.013 \cdot 10^{-3}$	$\text{MJ kg}^{-1} \cdot ^\circ\text{C}^{-1}$	FAO
Taxa do peso molecular do vapor da água pelo ar seco	ε	0,622	-	FAO
Densidade de fluxo de calor no solo	G	0	$\text{MJ m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$	FAO
Altura acima da superfície	z	22 e 35	m	Eucflux

Os demais dados necessários para o cálculo da eq. 1 foram calculados de acordo com o relatório 56 da FAO (ALLEN *et al.*, 1998). Os cálculos estão dispostos no ANEXO A, equações 2 a 7.

A densidade de fluxo de calor no solo foi desconsiderada no cálculo da ETP, pois trabalhou-se na escala diária (ALLEN *et al.*, 1998).

Os dados de precipitação foram obtidos na Estação Automática da EECF – Itatinga, localizada a 1.050 metros do vertedor da microbacia, que conta com um pluviógrafo e um *datalogger* para armazenamento dos dados, os quais possuem frequência de leitura a cada 30 minutos. Existe ainda no local do posto pluviométrico um pluviômetro de leitura manual, a qual é realizada todo dia na parte da manhã.

2.2.4 Dados hidrológicos

Os dados hidrológicos de vazão utilizados no estudo foram obtidos no Programa de Monitoramento Ambiental em Microbacias (PROMAB), desenvolvido e coordenado pelo Laboratório de Hidrologia Florestal (LHF), que monitora a microbacia em estudo.

O PROMAB, criado em 1987, se caracteriza pelo monitoramento de microbacias experimentais localizadas em diversas regiões, que englobam

plantações de eucalipto e pinus, e microbacias com vegetação nativa. Adotando a microbacia como unidade de manejo, o PROMAB realiza medições de parâmetros físicos e químicos da água, e da vazão.

O monitoramento do córrego do Tinga é realizado através de uma estação linimétrica que inclui um vertedor do tipo Calha H de 45 cm, um tanque de sedimentação e tranquilização de fluxo e um poço tranquilizador. O registro da variação da altura da lâmina de água no vertedor (cota) é realizado através de um sensor automático de nível (Thalimedes Shaft Enconder, OTT SE200), e armazenado em um *data logger* acoplado. A frequência de registro da vazão é de quinze minutos e os dados brutos obtidos com as medições são repassados ao PROMAB e armazenados no sistema de gerenciamento do banco de dados do programa.

A série histórica da microbacia é dividida em dois períodos: de 1991 a 1998 e de julho de 2009 até os dias atuais. Para o presente estudo, a série histórica utilizada corresponde ao segundo período de monitoramento, entre agosto de 2009 a junho de 2012.

Buscando obter uma série de dados sem falhas, foi realizada uma análise de regressão entre os dados de vazão e precipitação. Na Tabela 2.3 estão apresentados os períodos sem dados, assim como a metodologia utilizada para o preenchimento dos dados destes períodos.

Tabela 2.3 – Localização dentro da série histórica de períodos nos quais os dados apresentavam falhas e sofreram modificações de ajuste (correção)

Dados	Período		Total de dias	Falhas	Correção
	Ano	Dias			
Precipitação	2009	01 a 17 de agosto	17	Ausência	Correlação
		22 de agosto a 03 de setembro	13	Ausência	Correlação
	2010	19 de abril a 06 de maio	18	Ausência	Correlação
		01 a 23 de setembro	23	Ausência	Correlação
		30 de novembro a 31 de dezembro	32	Ausência	Correlação
	2011	01 a 08 de fevereiro	8	Ausência	Correlação
Deflúvio	2012	13 de abril a 30 de junho	79	Ausência	Correlação
	2010	06 a 25 de janeiro	21	Ausência	Regressão
		04 a 24 de fevereiro	20	Ausência	Regressão
		06 de junho a 06 de julho	31	Ausência	Solver

2.2.5 Avaliação dos efeitos do corte da cobertura florestal

Para simular os cortes da cobertura floresta na microbacia de interesse foi utilizado o método proposto inicialmente por Best *et al.* (2003) e posteriormente utilizado por Brown *et al.* (2006), baseado na abordagem da desagregação (MENDIONDO; TUCCI, 1997; SIVAPALAN *et al.*, 2003). O método consiste em relacionar o modelo balanço hídrico médio anual de Zhang, Dawes e Walker (2001) com a curva de permanência, por meio da parametrização da última para modelar os efeitos que as mudanças na cobertura florestal causam na curva de permanência.

Na Figura 2.3 é possível observar um esquema dos passos necessários da metodologia para relacionar as mudanças da cobertura florestal com as alterações na curva de permanência.

Figura 2.3 – Esquema dos passos metodológicos utilizados para ajustar a curva de permanência com a mudança na cobertura florestal. Fonte: adaptado de Brown *et al.* (2006)

Baseado nesta metodologia, no presente estudo foi utilizado o modelo “Forest Cover Flow Change” (FCFC), versão 1.0.0 (PODGER; FREEBAIM; BROWN, 2005). O FCFC é um modelo australiano de simulações dos efeitos de diferentes porcentagens de cobertura florestal na curva de permanência da vazão de uma microbacia. Foi desenvolvido com dados de microbacias entre 18 e 320 ha de diversas regiões como Austrália e África do Sul.

Neste trabalho adotou-se um período de 11 dias (1% dos dados) com valores de deflúvio igual a zero.

Os cenários de corte simulados foram classificados quanto à porcentagem de corte. Foram utilizadas sete porcentagens de corte da cobertura florestal: 10, 20, 25, 30, 50, 75 e 100 por cento, os dados observados correspondem a 0% de corte na microbacia.

2.2.6 Análise de eficiência das simulações

Para cada ano hídrico testado foram calculadas as estimativas dos parâmetros de média, inclinação, vazões máximas e mínimas e o coeficiente de correlação das curvas para a análise de como o modelo estava simulando cada ano em particular, pois se em algum ano o ajuste da curva não estiver adequado os deflúvios gerados devem ser descartados (PODGER; FREEBAIM; BROWN, 2005).

2.2.7 Análise das vazões mínimas

As curvas de permanência obtidas por meio das simulações de corte foram plotadas em comparação com a curva da regionalização da vazão e as vazões mínimas de referência, Q_{90} , Q_{95} e $Q_{7,10}$, obtidas por meio da *Regionalização das Variáveis Hidrológicas para o Estado de São Paulo* (LIAZI et al., 1988), disponibilizado pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE). Com isso buscou-se relacionar as diferenças nos deflúvios dos cenários de corte com as vazões mínimas de referência, e identificar as situações nas quais o volume de água disponível a jusante estaria abaixo do recomendado.

Os dados para obtenção da regionalização foram:

- área da bacia hidrográfica (km²): 0,85
- Longitude do Meridiano Central: 51°
- Coordenadas UTM: 743042,162; 7448932,134

Para a comparação entre a curva regionalizada e as simuladas, assim como para as vazões mínimas de referência (Q_{90} e $Q_{7,10}$), foi realizada uma transformação de m^3/s para mm/dia .

2.3 Resultados

2.3.1 Série histórica de precipitação e deflúvio

A série histórica de três anos para vazão e precipitação utilizada pode ser visualizada na Figura 2.4, na qual os dados plotados estão em escala diária. Nessa estão apresentados os dois anos hídricos da série histórica, sendo o primeiro ano hídrico do dia primeiro de novembro de 2009 a 31 de outubro de 2010, e o segundo de 01 de novembro de 2010 a 31 de outubro de 2011. Na Figura 2.5 estão representadas as curvas de permanência anuais referentes aos anos hídricos utilizados.

Figura 2.4 – Série histórica da microbacia do Tinga para os dados de precipitação e vazão durante novembro de 2009 a novembro de 2011

Figura 2.5 – Curva de permanência anual do deflúvio obtida por meio dos dados de deflúvio diário da microbacia do Tinga para os dois anos hídricos utilizados

A precipitação média anual para a região é de 1322 mm, e para os dois anos hídricos utilizados este valor foi de 1496,5 mm, sendo que o primeiro ano hídrico apresentou precipitação anual maior do que a média (1648 mm), e o segundo ano hídrico apresentou valor anual semelhante à média da região (1345 mm).

As duas maiores precipitações ocorreram nos meses de janeiro para os dois anos, com valores de 500,7 e 416,6 mm para o primeiro e segundo ano, respectivamente. Sendo a menor precipitação a do mês de agosto do primeiro ano hídrico, com um total mensal de 1,6 mm.

A diferença de 300 mm na precipitação entre os dados anuais é refletida nos valores anuais do deflúvio, 281,9 mm para o primeiro ano hídrico e 234,9 mm para o segundo, uma diferença de, aproximadamente, 47 mm entre os anos, sendo o primeiro ano aquele que apresentou maiores valores para precipitação e deflúvio.

Esta diferença entre os anos se reflete tanto nas vazões máximas (o primeiro ano hídrico teve máxima de $4,2 \text{ mm.dia}^{-1}$, enquanto no segundo este valor foi de $2,6 \text{ mm.dia}^{-1}$) quanto nos valores de vazão mínima. Considerando a vazão mínima como os valores integrados entre 70-99% do tempo (SMAKHTIN, 2001) o primeiro ano hídrico apresenta no deflúvio uma diferença de 5,1 mm em relação ao segundo.

2.3.2 Efeito do ajuste dos dados

Não foi observada alteração nas curvas de permanência após a substituição de 11 dias do deflúvio para valores nulos em relação às máximas (1 a 5% do tempo, BROWN *et al.*, 2005) e médias (50% do tempo). No entanto, para o período de

mínima (70-99% do tempo) os valores de deflúvio se diferenciam em 2,17 mm. Em relação ao deflúvio anual, a diferença entre os valores dos dados originais e aqueles com dias de deflúvio nulo foi de 1,6 mm.

2.3.3 Efeito das simulações de corte na curva de permanência

Os parâmetros de ajuste gerados na simulação da curva de permanência encontram-se no ANEXO B.

A estimativa do parâmetro de coeficiente de correlação para cada ano hídrico foi de 0,912 e 0,965, para o primeiro e segundo ano, respectivamente. Os parâmetros permitem afirmar que o modelo conseguiu simular o cenário atual de maneira satisfatória, podendo ser utilizado para simulações com outros cenários de corte.

Na Figura 2.6a, pode-se visualizar 4 cenários propostos (30%, 50%, 75% e 100% de corte) e o cenário observado (0% de corte) na curva de permanência do deflúvio de forma linear. Na Figura 2.6b é possível visualizar esta situação mais detalhadamente (de 0 a 10% do tempo). Em contraste com esta, na Figura 2.7 encontra-se a curva dos cenários plotadas de forma logarítmica.

Figura 2.6 – (a) curva de permanência do deflúvio em formato linear para os quatro cenários de corte raso (100%, 75%, 50%, 30%) e no cenário observado (0%); (b) curvas de permanência do deflúvio para os quatro cenários simulados para os 10% iniciais de dados

Figura 2.7 - Curva de permanência do deflúvio em formato logarítmica para os quatro cenários de corte raso (100%, 75%, 50%, 30%) e no cenário observado (0%)

Quando se observa a curva no seu formato linear (Figura 2.6a), é possível notar que os picos do deflúvio apresentam um aumento nos valores à medida que ocorre a diminuição da cobertura florestal, sendo os maiores picos do deflúvio na curva com 100% de corte (Figura 2.6b). Para os momentos de deflúvio mínimo, a curva de permanência no formato logarítmica (Figura 2.7) apresenta diferença entre os cenários.

Na Tabela 2.4 estão resumidos os valores de deflúvio encontrados para os momentos de máxima e mínimo nos cinco cenários de corte, assim como para o dado observado.

Tabela 2.4 – Valores máximos e mínimos obtidos a partir das curvas de permanência do deflúvio nos quatro cenários de corte simulados e no observado (Máximos: 1 - 5% do tempo; Mínimos: 70 - 99% do tempo)

		Deflúvio (mm)	
		Máximos	Mínimos
Cenários	0%	109.18	91.95
	30%	136.14	117.28
	50%	154.26	133.22
	75%	176.91	153.15
	100%	199.55	173.09
Observado (0%)		109.18	94.12

A curva de permanência observada apresenta um deflúvio de, aproximadamente, 730 mm para todo o período, e um deflúvio médio anual de 250 mm. Entre os cenários de corte simulados ocorreram variações da produção de água na microbacia, sendo que o deflúvio com 100% de corte apresentou o maior valor, 1354 mm, o que representa um aumento de 85,1% (623 mm) no deflúvio quando comparado com os dados do cenário 0% de corte. Os cenários com cortes de 75, 50 e 30% tiveram um aumento respectivo de 63,9%, 42,6% e 25,6%, em relação ao cenário observado.

Em relação ao deflúvio médio anual, os valores para os cenários simulados 100, 75, 50 e 30% foram de 464, 411, 357 e 315 mm/ano respectivamente. Para todas as simulações foi observado um aumento na produção média anual de água em relação ao cenário atual da microbacia, relação esta que se mostrou crescente à medida que se diminui a cobertura florestal (Figura 2.8).

Figura 2.8 – Valores do deflúvio anual para todas as porcentagens de cobertura florestal simulada, e para a cobertura observada (0%) na microbacia do Tinga

2.3.4 Determinação do deflúvio mínimo de referência

A regionalização da vazão obtida pelo método de (LIAZI *et al.*, 1988) apresentou os seguintes parâmetros:

- Precipitação anual média (mm): 1322,6
- Região hidrológica: L
- Região hidrológica (parâmetro C): Z

Para a regionalização calculada (Tabela 2.5) a Q_{90} e Q_{95} foram ambas de 0,51 mm/dia.

Tabela 2.5 - Dados obtidos das curvas de permanência do deflúvio regionalizada (DAEE) e simuladas para os cenários com corte em 30, 50 e 100%, assim como a vazão mínima de referência ($Q_{7,10}$) para a região calculada pelo DAEE e disponibilizada junto com a curva de regionalização

Probabilidade (%)	Regionalização (mm/dia)	$Q_{7,10}$ (mm)	Cenários de corte FCFC (mm/dia)			
			0%	30%	50%	100%
5	1,63	0,41	1,28	1,60	1,82	2,37
10	1,42	0,41	1,04	1,31	1,48	1,93
15	1,22	0,41	0,90	1,13	1,28	1,67
20	1,22	0,41	0,85	1,07	1,22	1,58
25	1,12	0,41	0,81	1,01	1,15	1,50
30	1,02	0,41	0,75	0,95	1,08	1,40
40	0,91	0,41	0,67	0,84	0,96	1,25
50	0,81	0,41	0,60	0,75	0,86	1,11
60	0,71	0,41	0,56	0,70	0,80	1,04
70	0,71	0,41	0,50	0,63	0,71	0,93
75	0,61	0,41	0,47	0,59	0,67	0,87
80	0,61	0,41	0,45	0,57	0,64	0,84
85	0,61	0,41	0,41	0,52	0,59	0,77
90	0,51	0,41	0,38	0,48	0,54	0,70
95	0,51	0,41	0,34	0,43	0,49	0,63
100	0,41	0,41	0,31	0,40	0,46	0,60

Na Tabela 2.5 é possível perceber que os valores de referência, $Q_{7,10}$, Q_{90} e Q_{95} foram diferentes, sendo que o valor de deflúvio para a $Q_{7,10}$ foi o menor entre os citados, evidenciando uma restrição maior dos índices que utilizam a porcentagem de tempo para o cálculo dos índices mínimos de referência. Os valores de Q_{90} e Q_{95} foram os mesmo na regionalização da curva.

Na Figura 2.9 os dados da curva de regionalização estão plotados juntos com as curvas de permanência do cenário 0%, 30%, 50% e 100% de corte, assim como as vazões mínimas de referência.

Figura 2.9 - Curvas de permanência do deflúvio geradas pela Regionalização do DAEE (Regionalização), e para os cenários simulados (30%, 50%, 100% de corte) e observado (0% de corte), e os deflúvios mínimas de referência $Q_{7.10}$ e Q_{90}

Na Figura 2.10 estão apresentadas as diferenças entre os valores de deflúvio para os cenários em questão a partir do momento em que 50% do tempo o valor do deflúvio é igualado ou excedido na microbacia.

Figura 2.10 – Curvas de permanência do deflúvio em formato logarítmica referentes aos cenários simulados de corte (30, 50, 75 e 100%) e o observado (0% de corte) comparadas a partir de 60% do tempo em que o deflúvio é igualado ou excedido

A curva de regionalização ficou compreendida entre os cenários de 50% e 30%, sendo que os valores de deflúvio atual (0%) ficam abaixo da curva de regionalização, e o cenário de 100% acima. A regionalização é uma estimativa da dinâmica da vazão na região, utilizada para regiões que não apresentam medições diretas da vazão. Devido a isso, é esperado que apresentasse diferenças do encontrado no local, mas, como mostrado, representa uma realidade geral da microbacia, condizente com um cenário estimado com uma cobertura florestal entre 50 e 70% da área.

Quanto ao deflúvio de referência, $Q_{7.10}$ e Q_{90} , ambos ficaram acima da curva de 0%, após 85% do tempo e 67%, respectivamente, o que evidencia novamente o $Q_{7.10}$ como o índice menos restritivo entre os estudados. Para o cenário de 100% de corte, em nenhum momento o deflúvio ficou abaixo dos índices de referência. Para a $Q_{7.10}$, o cenário de 30% ficou abaixo após, aproximadamente, 98% do tempo, sendo que a diferença em 100% do tempo foi de apenas 0,01mm. O mesmo cenário em relação a Q_{90} ficou abaixo antes, após 85% do tempo. O cenário de 50% ficou acima da $Q_{7.10}$ em todos os momentos da curva; no entanto, para Q_{90} o mesmo cenário apresentou valores de deflúvio abaixo desta referência após 93% do tempo.

2.3.5 Regulação do deflúvio

Para cada curva de permanência simulada foi estimado o volume necessário a ser armazenado para satisfazer a demanda de água pela floresta e não ultrapassar os valores mínimos de referência, $Q_{7.10}$ e Q_{90} .

Os dados referentes ao volume de deflúvio que ultrapassam ou não as curvas geradas encontram-se na Tabela 2.6, onde os valores negativos indicam quando o volume de água consumido pela floresta está acima daquele indicado pelos índices de referência, enquanto que os valores positivos indicam os cenários em que a curva de permanência não fica em nenhum momento abaixo da $Q_{7.10}$ e Q_{90} .

Tabela 2.6 – Déficit e excedente de deflúvio (mm) obtidos pela diferença entre as curvas de permanência e os índices de referência ($Q_{7,10}$ e Q_{90}) para os cenários simulados (10, 20, 25, 30, 50, 75 e 100% de corte) e observado (0% de corte)

Cenários de corte	Índices de referência	
	$Q_{7,10}$	Q_{90}
	Deflúvio (mm)	
0%	-10,6	-27,0
10%	-4,4	-20,8
20%	0,4	-16,0
25%	2,8	-13,6
30%	5,2	-11,1
50%	14,8	-1,5
75%	26,8	10,5
100%	38,9	22,5

Como apresentado na Figura 2.10, os cenários com as menores porcentagens de corte ficaram abaixo das vazões de referência Q_{90} e $Q_{7,10}$, ou seja, em determinados períodos do tempo a água disponível para os usuários a jusante da microbacia estava aquém do recomendado. Os dados também corroboram a afirmação anterior de que o índice de referência Q_{90} é mais restritivo que o $Q_{7,10}$, pois o primeiro apresentou valores negativos em 5 dos cenários, assim como no observado, enquanto o segundo teve um volume negativo apenas em dois cenários: 0% e 10%. Para os cenários que apresentam valores negativos no volume calculado, pode ser afirmado que o consumo de água pela cobertura florestal é maior do que o volume estabelecido pelos índices.

2.4 Discussão

Diante dos resultados obtidos nas simulações de corte, é possível notar que existe relação entre a diminuição da porcentagem de cobertura florestal na microbacia e o aumento nos valores de deflúvio. Esta relação está refletida nas curvas de permanências simuladas e visualizada no deslocamento das curvas quando se altera a porcentagem de cobertura florestal. As curvas de permanência simuladas nos cenários de corte corroboram as discussões a respeito da relação produção de água e área com cobertura florestal, resultados estes que vem sendo demonstrados desde Hibbert (1967).

O corte de 100% da área na microbacia resultou para a bacia de estudo em um aumento de 623 mm no deflúvio total (para uma precipitação média anual de

1496,5 mm). Sahin e Hall (1996) verificaram que a mesma porcentagem de corte acarretou em um aumento de 178 mm no deflúvio (precipitação média anual maior do que 1500 mm). No entanto, considerando-se o deflúvio médio anual, o aumento de 250 mm com o corte total da floresta foi menor do que aquele encontrado por Brown *et al.* (2005), que constataram um aumento de mais de 300 mm no deflúvio anual para o mesmo corte em uma bacia coberta com eucaliptos. Resultados semelhantes foram encontrados com o corte total de uma bacia no noroeste dos Estados Unidos, que resultou em aumentos de 250 a 300 mm por ano no deflúvio, atribuídos, principalmente, às reduções nas taxas de transpiração e interceptação (HORNBECK *et al.*, 1993). Em Stednick (1996), o deflúvio aumenta após a colheita florestal na área apresentando, no entanto, variações nos valores em função da localização da bacia, com o aumento na produção anual de água para o corte total da floresta variando de 250 a 400 mm.

Estes resultados mostram que as bacias respondem diferentemente para os tratamentos de corte, apresentando uma gama de valores para o deflúvio com o corte da floresta (BROWN *et al.*, 2005). Além disso, a comparação dos dados entre estudos esbarra na falta de informações sobre as características da bacia e variáveis climáticas, principalmente a precipitação (BURT; SWANK, 1992). Como apresentado na Figura 2.5, o valor da precipitação anual influencia nas diferenças entre máximas e mínimas. Além da influência devido à precipitação, as diferenças encontradas entre os estudos podem ser explicadas também em função da localização e mecanismos de colheita realizada nas microbacias (STEDNICK, 1996).

Apesar dos diferentes valores de deflúvio encontrados nos trabalhos já realizados, assim como aqueles obtidos nos cenários simulados no presente estudo, todos os dados mostraram a mesma relação entre floresta e deflúvio: a diminuição da cobertura florestal aumenta a produção de água (HIBBERT, 1967; BOSCH; HEWLETT, 1982; STEDNICK, 1996). Este aumento no deflúvio das bacias pode ser explicado como consequência da diminuição da evapotranspiração e da interceptação na bacia devido à retirada da floresta (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001), uma vez que as florestas plantadas de rápido crescimento apresentam altas taxas de consumo de água (LIMA, *et al.*, 2012).

A evapotranspiração esta diretamente relacionada tanto ao tipo de cultura, quanto à precipitação do local, como evidenciado em Zhang, Dawes e Walker (2001), no qual a “curva de Zhang” relaciona a precipitação e a evapotranspiração

em dois tipos de cobertura: gramíneas e florestas. As mudanças na cobertura vegetal de uma bacia irão causar menores impactos no deflúvio quando menor for a evapotranspiração da vegetação. Assim, os efeitos das alterações da cobertura florestal no deflúvio são maiores do que aqueles ocasionados por uma cobertura de gramíneas (BOSCH; HEWLETT, 1982; ZHANG; DAWES; WALKER, 2001). Por meio desta relação entre floresta, evapotranspiração e água disponível, as mudanças na cobertura florestal afetam o deflúvio tanto nos períodos de picos como nos de mínimas (BROWN *et al.*, 2005; RODRIGUEZ SUAREZ *et al.*, 2013).

Com o corte da floresta obteve-se um aumento de quase 90% no fluxo base da microbacia (70 a 99% do tempo), o que vem sendo observado em diferentes bacias de clima temperado (HORNBECK *et al.*, 1993; BROWN *et al.*, 2005). Para os picos ocorreu um aumento de 82,7% com o corte da cobertura florestal. Em Brown *et al.* (2005), os picos aumentaram em 50% e as mínimas em 100% depois da conversão de floresta para pastagem, ou seja, o corte da floresta teve maior influência relativa nos níveis do fluxo base da microbacia do que no aumento dos valores de picos. No entanto, na comparação dos valores absolutos de deflúvio entre os cenários, as maiores mudanças ocorreram entre nas máximas. Brown *et al.* (2013) atribuíram estas diferenças principalmente aos processos de evapotranspiração e interceptação, sendo os picos influenciados tanto pela interceptação, quanto pela transpiração, enquanto o fluxo de base está relacionado apenas com as mudanças na transpiração.

As mudanças relativas nos fluxos da microbacia em função da cobertura florestal podem afetar tanto localmente quanto as áreas a jusante (LANE *et al.*, 2005), portanto especial atenção deve ser tomada no manejo da colheita em regiões com baixa disponibilidade hídrica (RODRIGUEZ SUAREZ *et al.*, 2013). Os índices hidrológicos derivados a partir das curvas de permanência podem ser utilizados para quantificar como o deflúvio é sensível às perturbações humanas (OLDEN; POFF, 2003), entre estas o plantio de florestas de rápido crescimento.

No Brasil, os índices hidrológicos estão diretamente ligados às outorgas de uso da água, estas por sua vez estão condicionadas a disponibilidade hídrica da bacia, buscando-se sempre a utilização racional e garantia de usos múltiplos do recurso (ANA, 2013). Entre estes índices, os índices de referência de vazão mínima são utilizados na outorga com objetivo de manutenção do fluxo residual a jusante da coleta do recurso (ANA, 2013). Os índices de Q_{90} e Q_{95} , vazão com frequência igual

ou superior a 90 e 95% da curva de permanência, respectivamente, são comumente usados como índices de vazão mínima de referência (PYRCE, 2004). A Agência Nacional das Águas (ANA) usualmente adota a Q_{95} para definição da vazão mínima de referência (ANA, 2013). Também o índice da vazão mínima de 7 dias de duração e 10 anos de tempo de recorrência (SMAKHTIN, 2001), conhecido como $Q_{7,10}$, é empregado na obtenção da vazão mínima de referência, sendo também utilizado em estudos de regularização da qualidade da água, proteção do habitat durante períodos de seca e para rios intermitentes (PYRCE, 2004).

As florestas plantadas não são enquadradas como usuárias de água passíveis de outorga, embora o consumo de água por floretas seja maior do que outras culturas quando se pensa na taxa de transpiração destes plantios (ZHANG; DAWES; WALKER, 2001). No entanto, mesmo os usos não sujeitos a outorgas não estão dispensados das obrigações de manter nos corpos hídricos as vazões mínimas de referência à jusante (ANA, 2013).

Na microbacia de estudo, a floresta plantada quando presente em toda a área estaria consumindo mais água do que a vazão mínima de referência (Tabela 2.6), o que poderia vir a afetar os recursos hídricos locais e a jusante. Como conciliar o consumo da água por plantios florestais com os demais usos da bacia é um dos desafios do manejo florestal hidrológicamente sustentável (GONÇALVES *et al.*, 2013).

Em regiões onde o conflito por água é mais acentuado, a diminuição da área plantada com floresta pode ser uma ferramenta no manejo das microbacias, visando diminuir a evapotranspiração e aumentar a disponibilidade de água da microbacia. Outras alternativas para mitigar o impacto negativo das plantações florestais com espécies de rápido crescimento incluem as práticas de manejo como, por exemplo, os plantios em mosaico, aumento do tempo de rotação, espaçamento de plantio, etc. (FERRAZ *et al.*, 2013).

De acordo com os dados obtidos no presente estudo, o aumento da área de corte mostrou aumento nos valores de deflúvio, corroborando para a ideia de que o manejo da colheita florestal em mosaico representa uma alternativa para diminuir o consumo de água nas microbacias (FERRAZ *et al.*, 2013). Portanto, o manejo em mosaico das áreas plantadas se mostra como estratégia para redução do impacto no consumo de água, a fim de manter um equilíbrio social e ambiental nas microbacias.

Dentro deste contexto, conhecer a curva de permanência e suas variações

devido às mudanças na cobertura florestal é uma estratégia para o planejamento do uso do solo nos plantios florestais. A curva de permanência vem sendo utilizada como um método para acessar os efeitos das mudanças na cobertura florestal na dinâmica dos recursos hídricos (BROWN *et al.*, 2006), e por isso, vem sendo empregada no gerenciamento dos recursos hídricos (BROWN *et al.*, 2007).

O manejo da colheita florestal tem o potencial de diminuir ou aumentar o consumo de água por meio das variações de cobertura florestal. No entanto, outros fatores podem interferir neste processo, além da porcentagem de área coberta, como a idade (SCOTT; SMITH, 1997; VERTESSY *et al.*, 2001) e a localização das áreas com floresta na paisagem da microbacia (HORNBECK *et al.*, 1993).

Reconhecer as florestas plantadas como usuárias dos recursos hídricos pode ser uma estratégia para mitigar os conflitos pelo uso da água. E a partir desta estratégia as ferramentas de modelagem dos efeitos das mudanças de cobertura florestal nos processos hidrológicos podem ser utilizadas no auxílio do gerenciamento e planejamento dos recursos hídricos.

No presente estudo foram realizadas simulações variando a área de cobertura florestal, no entanto outras ferramentas podem ser utilizadas com o objetivo de entender a relação floresta e água na escala espacial da microbacia.

2.5 Conclusões

Por meio dos dados simulados nos cenários de corte, pode-se concluir que:

- maiores porcentagens de corte aumentam o deflúvio, tanto nos períodos de máximo quanto de mínimo;
- as vazões mínimas são relativamente mais afetadas do que as máximas pelo consumo de água das florestas;
- cenários com maiores áreas cobertas com florestas podem apresentar deflúvio menores do que os índices mínimos de referência durante uma parte do tempo.

Dentro deste contexto, o estudo mostrou que a curva de permanência é uma ferramenta que pode ser utilizada no manejo das florestas plantadas, pois auxilia no entendimento da dinâmica do deflúvio, assim como tem a possibilidade de ser utilizada em simulações de corte para identificar os limites de área cortada que menos impactariam a microbacia e os usuários de água a jusante da mesma.

Referências

ABDELNOUR, A.; STIEGLITZ, M.; PAN, F.; MCKANE, R. Catchment hydrological responses to forest harvest amount and spatial pattern. **Water Resources Research**, Washington, v. 47, n. 9, p.1-18, 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2010WR010165>>. Acesso em: 6 ago 2014.

ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. **FAO Irrigation and Drainage Paper No.56**. Rome: FAO, 1998. Disponível em: <<http://www.kimberly.uidaho.edu/water/fao56/fao56.pdf>>. Acesso em: 17 Sept. 2014.

ALMEIDA, A.C.; SOARES, J.V.; LANDSBERG, J.J.; REZENDE, G.D. Growth and water balance of Eucalyptus grandis hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 251, n. 1/2, p. 10–21, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037811270700463X>>. Acesso em: 29 May 2014.

BEST, A.; ZHANG, L.; MCMAHON, T.; WESTERN, A. Development of a model for predicting the changes in flow duration curves due to altered land use conditions. **Methodology**, v. 1, p. 1–6, 2003. Disponível em: <http://www.mssanz.org.au.previewdns.com/MODSIM03/Volume_02/A17/03_Best.pdf>. Acesso em: 17 Sept. 2014.

BOSCH, J.; HEWLETT, J. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of hydrology**, Amsterdam, v. 55, p. 3–23, 1982. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169482901172>>. Acesso em: 7 Aug. 2014.

BROWN, A.E.; MCMAHON, T.A.; PODGER, G.M.; ZHANG, L. **A methodology to predict the impact of changes in forest cover on flow duration curves**. Canberra, 2006.62p.

BROWN, A.E.; PODGER, G.M.; DAVIDSON, A.J.; DOWLING, T.I.; ZHANG, L. Predicting the impact of plantation forestry on water users at local and regional scales. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 251, n. 1/2, p. 82–93, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004690>>. Acesso em: 29 May 2014.

BROWN, A.E.; WESTERN, A.W.; MCMAHON, T.A.; ZHANG, L. Impact of forest cover changes on annual streamflow and flow duration curves. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 483, p. 39–50, 2013. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169412011146>>. Acesso em: 28 May 2014.

BROWN, A.E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T.A.; WESTERN, A.W.; VERTESSY, R.A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 310, n. 1/4, p. 28–61, 2005. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169404005906>>. Acesso em: 14 Jul 2014.

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

<<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.3360060206/full>>. Acesso em: 18 ago 2014.

CABRAL, O.M.R.; ROCHA, H.R.; GASH, J.H.C.; LIGO, M.A.V.; FREITAS, H.C.; TATSCH, J.D. The energy and water balance of a Eucalyptus plantation in southeast Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 388, n. 3/4, p. 208–216, 2010. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169410002404>>. Acesso em: 6 Aug. 2014.

CALDER, I.R. Forests and water—Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 251, n. 1/2, p. 110–120, 2007. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004719>>. Acesso em: 29 maio 2014.

CAMARA, C.; LIMA, W.; VIEIRA, S. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 57, p. 99–109, 2000. Disponível em:

<<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Corte+raso+de+uma+plantação+de+Eucalyptus+saligna+de+50+anos:+impactos+sobre+a+ciclagem+de+nutrientes+em+uma+microbacia+experimental#1>>. Acesso em: 17 set 2014.

CHRISTINA, M.; LACLAU, J.-P.; GONÇALVES, J. L. M.; JOURDAN, C.; NOUVELLON, Y.; BOUILLET, J.P. Almost symmetrical vertical growth rates above and below ground in one of the world's most productive forests. **Ecosphere**, Ithaca, v. 2, n. 3, p.1-10, 2011. Disponível em:

<<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/ES10-00158.1>>. Acesso em: 6 ago 2014.

CREED, I.F.; SASS, G.Z.; BUTTLE, J.M.; JONES, J.A. Hydrological principles for sustainable management of forest ecosystems. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 25, n. 13, p. 2152–2160, 2011. Disponível em:

<<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.8056>>. Acesso em: 6 ago 2014.

FERRAZ, S.F.B.; LIMA, W.DP.; RODRIGUES, C.B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 58–66, 2013. Elsevier B.V. Disponível em:

<<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112712006123>>. Acesso em: 29 maio 2014.

GONÇALVES, J.L.D.M.; ALVARES, C.A.; HIGA, A.R.; SILVA, L.D.; ALFENAS, A.C.; STAHL, J.; FERRAZ, S.F.B.; LIMA, W.P.; BRANCALION, P.H.S.; HUBNER, A.; BOUILLET, J.-P.; LACLAU, J.-P.; NOUVELLON, Y.; EPRON, D. Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 6–27, 2013. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037811271200761X>. Acesso em: 26 maio 2014.

HIBBERT, A. Forest treatment effects on water yield. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1967 New York **Anais...** New York: Pergamon Press, 1967. p.527–543, Disponível em: http://www.fs.fed.us/rm/boise/AWAE/labs/awae_flagstaff/Hot_Topics/SierraAnchaEF/publications/hibbert_fortrtmnteffectswateryield.pdf. Acesso em: 7 ago 2014.

HORNBECK, J.W.; ADAMS, M.B.; CORBETT, E.S.; VERRY, E.S.; LYNCH, J.A. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 150, n. 2/4, p. 323–344, 1993. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/002216949390115P>. Acesso em: 29 maio 2014.

LANE, P.N.J.; BEST, A.E.; HICKEL, K.; ZHANG, L. The response of flow duration curves to afforestation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 310, n. 1/4, p. 253–265, 2005. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169405000077>. Acesso em: 28 maio 2014.

LIAZI, A.; CONEJO, J.L.; PALOS, J.C.F.; CINTRA, P.S. Regionalização hidrológica no estado de São Paulo. **Revista Águas e Energia Elétrica - DAEE**, São Paulo, v. 5, n. 14, p. 6, 1988.

LIMA, W.D.P. A silvicultura e a água: ciência, dogmas, desafios. **Cadernos do Diálogo**. Instituto BioAtlântica, Rio de Janeiro, v. 1, p. 64, 2010.

LIMA, W.P.; FERRAZ, S.F.B.; RODRIGUES, C.B.; VOIGTLANDER, M. Assessing the Hydrological Effects of Forest Plantations in Brazil. In: BOON, P.J.; RAVEN, P.J. (Ed.). **River Conservation and Management**. Chichester: John Wiley, 2012a. p.57-66.

LIMA, W.P.; LAPROVITERA, R.; FERRAZ, S.F.B.; RODRIGUES, C.B.; SILVA, M. M. Forest Plantations and Water Consumption: A Strategy for Hydrosolidarity. **International Journal of Forestry Research**, New York, v. 2012, p. 1–8, 2012. Disponível em: <http://www.hindawi.com/journals/ijfr/2012/908465/>. Acesso em: 12 set 2014.

MENDIONDO, E.; TUCCI, C. Escalas hidrológicas I: conceitos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 2, n. 1, p. 59–122, 1997.

OLDEN, J.D.; POFF, N.L. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. **River Research and Applications**, Chichester, v. 19, n. 2, p. 101–121, 2003. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/rra.700>>. Acesso em: 17 jul 2014.

PODGER, G.M.; FREEBAIM, A.; BROWN, A. **Forest cover flow change**: user guide. HYDROLOGY, C.R.C.F.C. Australia 2005.

PYRCE, R. **Hydrological low flow indices and their uses**. Peterborough, 2004.

RODRIGUEZ SUAREZ, J.A.; DIAZ-FIERROS, F.; PEREZ, R.; SOTO, B. Assessing the influence of afforestation with Eucalyptus globulus on hydrological response from a small catchment in northwestern Spain using the HBV hydrological model. **Hydrological Processes**, Chichester, p. 1–12, 2013. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.10061>>. Acesso em: 6 Aug 2014.

SAHIN, V.; HALL, M.J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 178, n. 1/4, p. 293–309, 1996. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0022169495028250>>. Acesso em: 16 out 2013.

SCOTT, D.; LESCH, W. Streamflow responses to afforestation with Eucalyptus grandis and Pinus patula and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 199, p. 360–377, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169496033367>>. Acesso em: 11 set 2014.

SCOTT, D.; SMITH, R. Preliminary empirical models to predict reductions in total and low flows resulting from afforestation. **Water South Africa**, Pretória, v. 23, n. 2, p. 135–140, 1997. Disponível em: <<http://researchspace.csir.co.za/dspace/handle/10204/2112>>. Acesso em: 17 set 2014.

SENTELHAS, P.C.; PEREIRA, A.R.; MARIN, F.R.; ANGELOCCI, L.R.; ALFONSI, R.R.; CARAMORI, P.H.; SWART, S. **Balances Hídricos Climatológicos do Brasil**: 500 balanços hídricos de localidades brasileiras. Piracicaba: ESALQ, 1999. 1 CD-ROM. Disponível em: <<http://www.leb.esalq.usp.br/nurma.html>>. Acesso em: 06 mar. 2012.

SIVAPALAN, M.; BLOSCHL, G.; ZHANG, L.; VERTESSY, R. Downward approach to hydrological prediction. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 17, n. 11, p. 2101–2111, 2003. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.1425>>. Acesso em: 2 jul 2014.

SMAKHTIN, V. Low flow hydrology: a review. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 240, n. 3-4, p. 147–186, 2001. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169400003401>>. Acesso em: 25 jun 2014.

STEDNICK, J.D. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 176, n. 1/4, p. 79–95, 1996. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0022169495027807>>. Acesso em: 15 fev 2014.

VANCLAY, J.K. Managing water use from forest plantations. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 257, n. 2, p. 385–389, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112708006877>>. Acesso em: 9 jun 2014.

VERTESSY, R.A.; WATSON, F.G.R.; O'SULLIVAN, S.K. Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 143, n. 1/3, p. 13–26, 2001. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112700005016>>. Acesso em: 18 Jan 2014.

VOSE, J.M.; SUN, G.; FORD, C.R.; BREDEMEIER, M.; OTSUKI, K.; WEI, X.; ZHANG, Z.; ZHANG, L. Forest ecohydrological research in the 21st century: what are the critical needs? **Ecohydrology**, Malden, v. 4, n. 2, p. 146–158, 2011. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/eco.193/full>>. Acesso em: 17 set 2014.

ZHANG, L.; DAWES, W.R.; WALKER, G.R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, Washington, v. 37, n. 3, p. 701–708, 2001. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2000WR900325>>. Acesso em: 14 abr 2014.

ZHANG, L.; DAWES, W.; WALKER, G. **Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance**. Canberra, 1999.

ZHANG, L.; ZHAO, F.; CHEN, Y.; DIXON, R. N. M. Estimating effects of plantation expansion and climate variability on streamflow for catchments in Australia. **Water Resources Research**, Washington, v. 47, n. 12, p.1–13, 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2011WR010711>>. Acesso em: 29 maio 2014.

3 EFEITOS HIDROLÓGICOS DE CONFIGURAÇÕES DE CORTE RASO EM FLORESTAS PLANTADAS

Resumo

O efeito dos reflorestamentos nos recursos hídricos ocorre devido a causas intrínsecas e de manejo. As altas taxas de evapotranspiração das florestas com espécies de rápido crescimento pertencem ao primeiro grupo de causas, já a intensidade de plantio e sistema de colheita são causas que podem ser manejadas para mitigar efeitos negativos. Diante disso, o objetivo do estudo foi identificar melhores cenários de colheita em mosaico que diminuíssem tanto o consumo de água a jusante quanto os efeitos do corte no escoamento direto. Para isto foram simulados cenários que variavam em intensidade (30, 50 e 70% de corte) e configuração espacial (cotas baixas e altas da microbacia), os efeitos destes foram analisados quanto ao escoamento total, pico de vazão e deflúvio dos eventos. A altura total precipitada influenciou nas simulações dos cenários tanto de intensidade quanto localização. Os cenários com aumento na intensidade do corte diferiram-se significativamente do cenário referência nos eventos de lâminas entre quatro e doze mm. Quanto à localização do corte, os cenários com corte próximo ao rio resultaram em vazões máximas e volumes maiores em relação ao cenário referência do que a mesma intensidade de corte nas cotas mais distantes do rio. Como segundo objetivo do estudo buscou-se analisar o efeito da vegetação ripária em um cenário de corte raso da cobertura florestal. Para esta análise os resultados obtidos mostraram que a presença da vegetação ripária diminuiu os picos de vazão e volume dos eventos para lâminas de chuva entre um e doze mm, portanto, a vegetação ripária é importante na desaceleração do escoamento superficial em chuvas de médio porte. Diante dos resultados pode-se concluir que a intensidade de corte influencia na dinâmica do deflúvio e deve ser utilizada como ferramenta para mitigar os efeitos da colheita florestal.

Palavras-chave: Florestas plantadas; Modelagem hidrológica; Mosaico de corte; Localização de corte; Pico de vazão

Abstract

The effect of reforestation on water resources occurs due to both intrinsic causes and management practices. The high evapotranspiration rates of forests with fast-growing species belong to the group of intrinsic causes, however, the intensity of planting and harvesting systems are causes that can be managed to mitigate negative effects. Thus, this study aimed to identify the best harvest scenarios in mosaic that reduced both the downstream water consumption and the effects of the cut on direct flow. For that, scenarios that varied in intensity (30, 50 and 70% of cuts) and spatial configuration (downstream and upstream of watershed) were simulated. The effects were analyzed regarding the total flow, peak flow and runoff events. The size of precipitation event influenced simulations in both scenarios in terms of intensity and location. The scenarios with increased intensity of cut differed significantly from the reference scenario in the events of precipitation size between 4-12 mm. Regarding the location, the cut scenarios near the river have resulted in maximum flow rates and larger volumes compared to both the reference scenario and upstream scenario than the same intensity of cut. The second objective of this study was to analyze the effect of riparian vegetation in clear-cutting scenario of

forest cover. The results showed that the presence of riparian vegetation decreased the peak flow rate and volume of events for precipitation event size between 1-12 mm. Therefore, the riparian vegetation is important to slow down runoff in mid-sized events. The results allow to conclude that the intensity of cuts influence the dynamics of runoff and could be used as a tool to mitigate the effects of forest harvesting.

Keywords: Planted forest; Hydrological model; Clear-cutting in mosaic; Location of cut; Peak flow

3.1 Introdução

Os processos hidrológicos são influenciados diretamente pela cobertura florestal da bacia hidrográfica, tanto de forma quantitativa quanto qualitativa (CAMPBELL; DOEG, 1989). Essa influência ocorre principalmente por meio dos processos de interceptação e evapotranspiração, que apresentam taxas mais elevadas quando comparados a outras vegetações (JOHNSON, 1998; SCOTT, 2005). Estes processos são ainda mais acentuados nos plantios com espécies de rápido crescimento (*Eucalyptus* e *Pinus*), devido às elevadas taxas de produtividade e evapotranspiração destes gêneros, o que acarreta em diminuição da produção de água e da recarga do lenço freático na bacia hidrográfica (MAITRE; SCOTT; COLVIN, 1999; DIJK; KEENAN, 2007).

Outras influências das florestas ocorrem tanto na diminuição do escoamento superficial por meio do aumento da rugosidade (KALANTARI *et al.*, 2014), quanto no aumento do escoamento subsuperficial devido à maior capacidade de infiltração dos solos florestais (NEARY; ICE; JAKCSON, 2009).

Na escala de microbacias, a colheita florestal atua tanto na configuração espacial quanto na área de cobertura, influenciando nas funções hidrológicas e nas respostas do pico da vazão e do deflúvio (HARR, 1979; JONES; GRANT, 1996; KALANTARI *et al.*, 2014).

As mudanças nos picos da vazão ocorrem principalmente pela diminuição da interceptação e evapotranspiração, alterando, conseqüentemente, o armazenamento de água no solo (GRANT *et al.*, 2008), e o escoamento superficial (KALANTARI *et al.*, 2014). O uso do solo nas bacias, portanto, pode influenciar os potenciais impactos dos picos de vazão no canal, em especial as implicações biológicas, como as mudanças no ambiente aquático e o transporte de sedimentos (HARR, 1979; GRANT *et al.*, 2008), mas também os impactos em infraestruturas de drenagem (YEO *et al.*, 2004), sendo necessário conhecer por meio de quais mecanismos é possível evitar esses danos.

A produtividade elevada dos reflorestamentos com espécies de rápido crescimento está associada às taxas de evapotranspiração e consumo de água, o que pode proporcionar conflitos em alguns lugares (SCOTT, 2005), principalmente em regiões nas quais os recursos hídricos já estão sob pressão (CALDER, 2007). Diante desse cenário, o manejo florestal se coloca como peça fundamental na tentativa de conciliar produção e conservação do serviço ecossistêmico de disponibilidade de água a jusante da bacia.

Portanto, ferramentas que ajudem a entender os efeitos negativos destas variáveis são importantes no planejamento tanto da microbacia quanto da região. No entanto, medir as alterações que diferentes configurações de colheita poderão ter sobre os processos antes de terem sido, de fato, implementadas é um dos problemas enfrentados (KALANTARI *et al.*, 2014), tornando necessária a utilização de modelos que possam simular estas mudanças (ANDRÉASSIAN, 2004), sendo a espacialização dos dados fundamental para nortear as tomadas de decisões (YEO *et al.*, 2004). Por isso, os efeitos da colheita vêm sendo aplicados com modelos distribuídos de base física para interpretar e prever os impactos das mudanças no uso do solo (XU; YANG, 2010).

A utilização dos modelos em microbacias surgiu com o intuito de representar os processos hidrológicos por meio de inúmeras variáveis (BEVEN, 2001) e se desenvolveu como ferramenta para entender os impactos causados nos recursos hídricos (COLLISCHONN, 2001), possibilitando simulações de efeitos, geralmente, impossíveis de serem mensuráveis em campo. Por isso a ferramenta da modelagem hidrológica no manejo florestal deve ser parte fundamental dos planos de manejo (DEFRIES; ESHLEMAN, 2004).

Dentro desse contexto, o principal objetivo do estudo é conhecer a melhor configuração de corte que reduza os picos de vazão e aumente o deflúvio, de modo a minimizar os danos causados pelo primeiro e aumentar a oferta de água à jusante.

Como objetivos secundários buscam-se:

- identificar os efeitos da intensidade de corte e configuração espacial da colheita nas respostas hidrológicas;
- compreender como a manutenção da área de preservação permanente atenua os efeitos do corte raso na regulação da vazão.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido na microbacia do ribeirão do Tinga, a descrição da área de estudo, assim como sua localização, encontram-se no Capítulo 2 (item 2.2.1 Área de estudo).

3.2.2 Uso do solo

O uso do solo na microbacia, como citado anteriormente (Capítulo 2, item 2.2.2 Uso do solo), é composto predominantemente por espécies exóticas de rápido crescimento, implantadas em talhões para experimentos.

No entanto, o limite da microbacia utilizado foi diferente daquele apresentado na Figura 2.1. Para este estudo a delimitação da microbacia, assim como a rede de drenagem, foi obtida a partir do modelo numérico do terreno pelo método automático TOPAZ (MARTZ; GARBRECHT, 1992) no software “Watershed Modeling System” (WMS), versão 9.1.

Na Figura 3.1 pode ser visualizado o novo limite da área de estudo, com, aproximadamente, 78,6 hectares. Na Tabela 3.1 encontram-se as classes de uso do solo discriminadas quanto ao tamanho dentro da microbacia.

Figura 3.1 – Classes de uso do solo na microbacia de estudo

Tabela 3.1 – Classes de uso do solo presentes na microbacia do ribeirão Tinga, assim como as respectivas áreas (hectares) de cada uma das classes

Uso do solo	Área	
	ha	%
Eucalipto	63,1	80,3
Pinus	4,0	5,1
Vegetação nativa	7,5	9,5
Estradas	4,0	5,1
Total	78,6	

Por apresentarem classe de idades diferentes, as áreas plantadas com Eucalipto foram divididas em duas idades: maiores e menores do que dez anos. Sendo que a estimativa da idade foi realizada da data de plantio até o dia 31/12/2011 de modo a obter as idades para o ano de 2011. A porcentagem que cada classe ocupa na microbacia foi de 66,5 e 33,5% para os talhões com mais de 10 anos e com menos de 10 anos, respectivamente.

Os valores para as características de uso do solo como albedo, coeficiente de radiação, resistência estomática, coeficiente de interceptação e volume de retenção, foram obtidos em literatura para cada classe de uso do solo e encontram-se resumidos na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Valores obtidos na literatura para caracterização das classes de uso do solo encontradas na microbacia do Tinga

Processo	Parâmetros	Uso do solo				
		Pinus	Vegetação nativa	Estradas	Eucalipto	
					>10 anos	<10 anos
Evapotranspiração	Albedo	0,10 ⁽¹⁾	0,175 ⁽²⁾	0,10 ⁽¹⁾	0,11 ⁽⁵⁾	0,2 ⁽¹⁾
	Coefficiente de radiação	0,15 ⁽³⁾	0,24 ⁽⁴⁾	1,0 ⁽⁹⁾	0,15 ⁽³⁾	0,15 ⁽³⁾
	Resistência estomática (s.m ⁻¹)	100 ⁽⁵⁾	100 ⁽⁵⁾	200 ⁽⁶⁾	100 ⁽⁵⁾	100 ⁽⁵⁾
Interceptação	Coefficiente de interceptação (mm.h ⁻¹)	0,06 ⁽⁷⁾	0,16 ⁽⁸⁾	0,001	0,057 ⁽¹⁰⁾	0,11 ⁽¹¹⁾
Retenção da água	Volume de retenção (mm)	3,5 ⁽³⁾	5,0 ⁽³⁾	1,0 ⁽³⁾	3,5 ⁽⁹⁾	3,5 ⁽⁹⁾

(1) Zhang, Dawes e Walker (1999); (2) Lima (2008); (3) Silva (2012); (4) Spolador, Sanches e Costa (2006); (5) Shuttleworth (1993); (6) Collischonn (2001); (7) Lima (1976); (8) Fujieda *et al.* (1997); (9) Downer, Ogden e Byrd (2008); (10) Sacramento Neto (2001); (11) Almeida e Soares (2003).

As características dos diferentes usos do solo, como capacidade de armazenamento do dossel, altura da vegetação e rugosidade do solo foram calculados com base em equações da literatura (eq. 1 a 3).

O Índice de Área Foliar (IAF) está relacionado à capacidade de armazenamento de água na copa (a), esta pode ser calculada por meio de um parâmetro denominado lâmina de interceptação (eq. 1) (WIGMOSTA; VAIL; LETTENMAIER, 1994).

$$a = \text{IAF} \cdot \alpha \quad (1)$$

onde,

a = capacidade de armazenamento máximo (mm);

IAF = índice de área foliar (adimensional);

α = lâmina de interceptação (mm).

Para o estudo, o parâmetro α foi adotado como 0,2. Os IAFs utilizados estão apresentados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 – Parâmetros de índice de área foliar (IAF) e lâmina de interceptação (α) encontrados em literatura para o cálculo da capacidade de armazenamento em cada uma das classes de uso do solo

Uso do solo	IAF	Alfa (α) ⁽⁴⁾
Eucalipto > 10 anos	1,6 ⁽¹⁾	0,2
Eucalipto < 10 anos	3,2 ⁽²⁾	0,2
Pinus	6,0 ⁽³⁾	0,2
Vegetação nativa	6,0 ⁽³⁾	0,2
Estradas	1,0 ⁽³⁾	0,2

(1) Almeida *et al.* (2007); (2) Cabral *et al.* (2010); (3) Collischonn (2001); (4) Wigmosta, Vail e Lettenmaier (1994).

As alturas dos indivíduos arbóreos encontrados nas classes de uso Pinus e vegetação nativa foram obtidas em Silva (2012), 16 e 10 metros, respectivamente. A altura para as os talhões de eucalipto foram calculadas com base no trabalho realizado por Christina *et al.* (2011), no qual os autores relacionaram o crescimento da floresta em altura (eq. 2) com a idade dos indivíduos.

$$h = 23,9189(1 - e^{(-0,0422 \cdot \text{idade})})^{1,4644} \quad (2)$$

onde,

h = altura, em metros;

idade = idade, em meses.

No trabalho, o índice de rugosidade da superfície de Manning foi baseado nas medições realizadas por Lourenção (2006) em vegetação nativa e eucalipto, que

foram de 0,3463 e 0,1324, respectivamente. Para pinus e estradas o índice foi calculado de acordo com Mingoti (2012), por meio da eq. (3).

$$n = \frac{\left(\frac{B \cdot P_2^{0,5} \cdot i^{0,4}}{0,007} \right)^{1/8}}{L_p} \quad (3)$$

$$B = \frac{L_B^{0,8} \cdot \left[\left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) + 1 \right]^{0,7}}{1140 \cdot I_B^{0,5}}$$

onde,

n = índice de rugosidade ($s \cdot m^{-1/3}$);

$P_2 = 1,651$ (polegadas);

i = declividade média do percurso ($pés \cdot pés^{-1}$);

$L_P = L_B$ = comprimento do percurso (pés);

I_B = declividade média da bacia (%);

CN = curva número.

A curva número utilizada para pinus e estradas foi 45 e 72 respectivamente, ambos pertencem ao grupo hidrológico A (SARTORI; NETO; GENOVEZ, 2005).

3.2.3 Modelos numéricos de elevação

Foram elaborados três modelos numéricos para a área de estudo, sendo eles: Modelo Numérico do Terreno (MNT); Modelo Numérico do Topo Rochoso (MNTR); Modelo Numérico do Lençol Freático (MNLf).

O MNT foi gerado a partir das cartas plani-altimétricas, escala 1:10.000, disponibilizadas pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC). Nessas cartas as informações de curva de nível, limite da bacia, rios e pontos cotados foram vetorizadas no software ArcGis 9.3 para a área de interesse. Por meio do algoritmo de interpolação *Topo to Raster*, foi gerado um modelo numérico do terreno, com resolução espacial de 5 metros.

A partir do MNT foram gerados os modelos numéricos do topo rochoso e do lençol freático. O primeiro passo foi a geração de um *raster* a partir do MNT que, no entanto, variou dentro de uma cota máxima e mínima para cada modelo.

A cota mínima do MNLF foi definida como sendo igual à cota do rio e a máxima foi baseada em Christina *et al.* (2011), no qual os autores mediram o lençol freático da EECFI até, aproximadamente, 15 metros, sendo portando 15 metros definido como a maior profundidade do MNLF.

Para o MNRT a máxima foi definida como sendo de 30 metros, baseada no dobro da profundidade máxima do lençol freático. Já a cota mínima seguiu a espessura mínima para o tipo de solo, no caso Latossolo vermelho, de 2 metros (EMBRAPA, 2006).

A partir desses *rasters*, e por meio da ferramenta *Raster calculator*, foram realizadas subtrações entre os *rasters* gerados e o MNT. Como resultado obteve-se dois mapas com valores mínimos e máximos de cotas, mas que no entanto apresentavam as variações de cota do MNT.

3.2.4 Solos

Quanto aos solos da microbacia, podem ser classificados como Latossolos Vermelho Distrófico e Latossolos Vermelho-Amarelo Distrófico (GONÇALVES, 2003). O mapa de solo utilizado foi elaborado por Gonçalves (2003), com escala 1:10.000 e resolução de 5 metros (Figura 3.2).

Foram realizadas amostragens de solo na microbacia para determinação de dois parâmetros: curva de retenção da água e condutividade hidráulica do solo.

Primeiramente, foi realizada a coleta em campo de oito amostras indeformadas do solo em duas profundidades, e posteriormente deu-se a análise em laboratório para a obtenção dos parâmetros.

A coleta de amostras indeformadas foi realizada em oito pontos da microbacia, de modo a abranger o máximo possível as diferentes classes de solo e altitude do terreno. Na Figura 3.3 encontra-se ilustrada a localização espacial dos pontos amostrados, quatro dos quais se localizam em regiões de maior altitude (amostras 3, 4, 6 e 7), e quatro em regiões mais baixas (1, 2, 5 e 8), buscou-se também a divisão dos pontos quanto às classes de solo.

Dois métodos de coleta do solo foram realizados no campo. Para o ensaio da curva de retenção foram necessárias coletas com anel volumétrico de dimensões 4,89 cm de diâmetro e 3,00 cm de altura (Figura 3.4). Em relação ao ensaio de condutividade hidráulica, a coleta foi efetuada com trado de Uhland, cujo anel possui diâmetro de 6,95 cm e altura de 7,10 cm (Figura 3.5).

Figura 3.2 - Mapa das classes de tipo de solo na microbacia do ribeirão Tinga (Fonte: Gonçalves, 2003)

Figura 3.3 - Localização dos pontos onde foi realizada a coleta de amostras indeformadas para análise de parâmetros físicos dos solos (LVd – 1: Latossolo Vermelho Distrófico típico; LVAd: Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico)

Figura 3.4 - Amostragem em campo de amostras indeformadas em duas profundidades (15 e 45 cm) para ensaio da curva de retenção da água no solo com anel volumétrico de dimensões 4,89 cm de diâmetro e 3,00 cm de altura

Figura 3.5 - Amostragem em campo de amostras indeformadas em duas profundidades (15 e 45 cm) com trado de Uhland (cujo anel possui diâmetro de 6,95 cm e altura de 7,10 cm) para ensaio da análise de condutividade hidráulica

Em cada um dos oito pontos a coleta foi realizada em duas profundidades: 15 e 35 cm. Totalizando um total de 4 amostras por ponto, e 32 amostras em toda a microbacia. As amostras foram analisadas e processadas no Laboratório de Hidráulica do Departamento de Biosistema da ESALQ/USP. Os testes em laboratório seguem o método de Libardi (2005), em que as amostras foram colocadas em funis de Haines e saturadas com água deionizada por 24 horas e, posteriormente, levadas para câmara de Richards para obtenção da curva de retenção (Figura 3.6). Para a obtenção dos dados de condutividade hidráulica foi realizado o método de permeâmetro de carga constante (Figura 3.7) (LIBARDI, 2005).

Figura 3.6 - Etapas de análise das amostras em laboratório para a construção da curva de retenção da água no solo por meio de saturação das amostras e posterior aplicação de pressão em câmara de Richards

Figura 3.7 - Etapas de análise em laboratório das amostras coletadas em campo para ensaio de condutividade hidráulica do solo por meio do permeâmetro de carga constante

Os dados obtidos no laboratório foram ajustados ao modelo de Brooks e Corey (1964) utilizando o software *Soil Water Retention Curve*, versão 3.0 beta, desenvolvido por Dourado-Neto *et al.* (2000), para a determinação dos parâmetros de solo.

Os dados da camada com profundidade de 15 cm foram utilizados para as rotinas de cálculo do processo de infiltração da água na zona não saturada. Para a movimentação da água na zona saturada não foram mensurados dados no campo,

portanto, foram utilizados os dados de condutividade hidráulica (K_{s_gw}) e porosidade total (θ_{s_gw}) obtidos nas amostras coletadas na profundidade de 35 cm.

Para cada ponto amostrado em campo foram definidas manchas representativas pelo método dos polígonos de Thiessen, com o intuito de definir parâmetros de condutividade e curva de retenção da água para toda a microbacia.

3.2.5 Dados hidrológicos e meteorológicos

Os dados de precipitação e vazão utilizados fazem parte do banco de dados do PROMAB, e estão sendo coletados na microbacia com frequência de registro de 30 minutos e 15 minutos, respectivamente, como descrito nos itens 2.2.3 e 2.2.4.

Os dados meteorológicos foram obtidos na Torre de fluxo (Eucflux), localizada a, aproximadamente, 13 km da EECFI, com frequência de registro de 30 minutos, como descrito anteriormente no item 2.2.3.

A cobertura de nuvens é uma variável necessária e não disponível diretamente pela torre de fluxo, sendo necessário o cálculo da mesma. Para tal, foi empregada a metodologia descrita por Silva (2012), na qual o autor utilizou os dados de radiação direta para determinar a porcentagem da cobertura de nuvem, por meio da eq. (4) e (5).

$$CoberturaNuvens (\%) = \left(1 - \frac{n_i}{N}\right) \cdot 100 \quad (4)$$

onde,

n_i = insolação;

N = fotoperíodo, em número de horas.

$$Q_g = Q_o \cdot \left[a + b \cdot \left(\frac{n}{N}\right)\right] \quad (5)$$

onde,

Q_g = radiação solar diária ($W.m^{-2}$);

Q_o = radiação solar extraterrestre diária ($W.m^{-2}$);

$a = 0,25$ (SHUTTLEWORTH, 1993)

$b = 0,5$ (SHUTTLEWORTH, 1993)

3.2.6 Parâmetros do canal de drenagem

Para o canal de drenagem da microbacia foram definidos parâmetros com base em rios de ordem 1 e 2, e baseados naqueles usados por Mingoti (2012):

- profundidade do canal 0,50m;
- largura da base 0,50m;
- inclinação lateral 2,00H:1V;
- formato trapezoidal.

O coeficiente de Manning utilizado para o trecho do canal foi baseado em Chow (1959), em que o intervalo para rios limpos e retilíneos com vegetação é de 0,030 – 0,040; neste trabalho foi utilizado um coeficiente de 0,035 para o cálculo do escoamento na calha do rio.

3.2.7 Simulações dos efeitos do corte em mosaico

As simulações dos eventos chuva/vazão foram realizadas por meio do modelo hidrológico distribuído de base conceitual “Gridded Surface Subsurface Hydrological Analysis” (GSSHA), versão 5.71, por meio da plataforma “Watershed Modeling System” (WMS), versão 9.1.

3.2.7.1 Histórico

O modelo GSSHA é uma reformulação do *Two-dimension physically-based rainfall-runoff model* (CASC₂D), desenvolvido por Julien, Sagharian e Ogden (1995), sendo que a grande diferença entre os dois é a simulação de processos em bacias não hortonianas, possibilitando a inclusão de processos contínuos (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008). A nova formulação permitiu simular a geração do deflúvio a partir do escoamento superficial, das zonas saturadas, exfiltração e fluxo base do lençol freático (DOWNER, 2002).

3.2.7.2 Formulação do modelo

O GSSHA é um modelo hidrológico de base conceitual, com parâmetros distribuídos em *grid* uniforme, que simula respostas hidrológicas da bacia a partir de informações hidro meteorológicas (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008).

Os processos são calculados antes, durante e depois dos eventos de precipitação para cada célula do “grid” e as respostas integradas destas células produzem a reposta da bacia (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008).

Os principais componentes do modelo são: precipitação, acumulação de neve, interceptação, infiltração, evapotranspiração, retenção de água na superfície, escoamento superficial, fluxo no canal, fluxo da zona não saturada e saturada, transporte e deposição de sedimentos, e fluxo de sedimentos no canal (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008).

3.2.7.3 Processos simulados

Os processos simulados pelo GSSHA e os dados de entrada necessários estão apresentados no ANEXO B. Os métodos e técnicas de aproximação utilizados neste trabalho para os referidos processos encontram-se no ANEXO C.

A variável de precipitação foi inserida no modelo a partir de um único ponto representando o posto meteorológico da EECFI, por isso não foram utilizados os métodos disponíveis para distribuição da chuva.

A seguir estão detalhados os processos simulados neste estudo, assim como os métodos utilizados pelo modelo para o cálculo.

3.2.7.4 Interceptação

A interceptação modelada pelo GSSHA segue um modelo empírico de duas variáveis, como apresentado na eq. (6) de acordo com Mingoti (2012):

$$S_I = a + b.P \quad (6)$$

onde,

S_I = lâmina interceptada (mm);

a = capacidade de armazenamento (mm);

b = coeficiente de interceptação (adimensional);

P = lâmina de chuva (mm).

A chuva interceptada inicialmente pela copa é calculada pelo modelo por meio dos parâmetros de capacidade de armazenamento, já a fração de chuva retida como

água interceptada depois de satisfazer a capacidade de armazenamento é especificada por meio do coeficiente de interceptação (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008).

3.2.7.5 Evapotranspiração

No presente estudo a ETP foi calculada pelo método de Penman-Monteith (MONTEITH, 1965), apresentada na eq. (7), que é um dos modelos disponíveis mais avançados para predições de evaporação e transpiração de áreas com vegetação (SHUTTLEWORTH, 1993).

$$ETP = \frac{1}{\beta} \left[\frac{\Delta R_n + \frac{\rho_a c_p}{r_a} (e_i - e)}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)} \right] \quad (7)$$

onde,

ETP = evapotranspiração potencial [mm.s⁻¹];

β = calor latente de evaporação da água [2,50036 MJ.kg⁻¹];

Δ = declividade da curva de pressão de vapor no ponto de T [kPa.°C⁻¹];

R_n = radiação líquida [w.m⁻²];

ρ_a = densidade do ar seco [kg.m³];

c_p = calor específico do ar (1,013 MJ.kg⁻¹.°C⁻¹);

r_a = resistência aerodinâmica para o transporte do vapor d'água da superfície do nível de referência, 2 metros [s.m⁻¹];

e_i = pressão de saturação do vapor [kPa];

e = pressão parcial de vapor [kPa];

γ = constante psicrométrica [kPa °C⁻¹];

r_c = resistência do dossel ao transporte da água de alguma região dentro ou abaixo da superfície evaporante para a superfície propriamente dita ou resistência estomática das folhas [s.m⁻¹].

Para os cálculos dos parâmetros γ , Δ , r_a e R_n o GSSHA utiliza as equações apresentadas no ANEXO D.

3.2.7.6 Infiltração na zona não saturada

No modelo GSSHA existem quatro métodos para a simulação do processo de infiltração na zona não saturada: equação de Richards (ER), “Green & Ampt (GA) tradicional”, “GA multi-camadas”, e GA com redistribuição (GAR) (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008).

No presente estudo foi utilizado o método GAR, uma vez que simulações de longos e contínuos períodos são necessárias. Para bacias nas quais o fluxo hortoniano não é o predominante, a ER é mais indicada, no entanto para texturas de solos finas o método GAR apresenta uma boa aproximação com a solução obtida com a equação de Richard e pode ser utilizadas em bacias não hortonianas (OGDEN; SAGHAFIAN, 1997).

A técnica de infiltração GAR utilizada pelo GSSHA é baseada em Ogden e Saghafian (1997), na qual a redistribuição da água no solo ocorre durante o período de hiato de precipitação, ou seja, nos momentos de intervalos entre os eventos. Este período de hiato se inicia quando após o evento a taxa de precipitação é menor do que a condutividade hidráulica saturada do solo, e toda a água do evento foi infiltrada, e a redistribuição da água no solo se inicia. A eq. (8) representa a base da GAR.

$$\frac{d\theta_o}{dt} = \frac{1}{Z} \left[r_h - K(\theta_i) - \left(K(\theta_o) + \frac{K_s G(\theta_i, \theta_o)}{Z} \right) \right] \quad (8)$$

onde,

θ_o = umidade do solo acima da frente de molhamento;

K_s = condutividade hidráulica do solo saturado;

θ_i = umidade do solo abaixo da frente de molhamento (inicial);

Z = profundidade da frente de molhamento (m)

r_h = taxa de entrada de água na superfície do solo durante a redistribuição de água no solo;

$G(\theta_i, \theta_o)$ = valor efetivo do potencial de capilaridade na frente de redistribuição de água (m) .

Durante o período sem chuva a umidade no solo (θ_o) torna-se menor do que a umidade natural de saturação do solo (θ_e), a formulação assume que a frente de

molhamento percorre a zona não saturada devido as ações de capilaridade e gravidade, e à medida que esta profundidade aumenta durante a redistribuição a umidade ao longo do perfil decresce uniformemente, resultando assim em uma forma retangular do perfil de água no solo (Figura 3.8) (OGDEN; SAGHAFIAN, 1997).

Figura 3.8 – Esboço mostrando um perfil de água no solo submetido à redistribuição GAR. (Fonte: Ogden e Seghafian, 1997)

3.2.7.7 Escoamento e amortecimento no canal

No modelo GSSHA o cálculo de escoamento e amortecimento na calha é descrito em Downer (2002), no qual a vazão entre duas células na direção longitudinal (x), $Q_{i-1/2}$ e $Q_{i+1/2}$ ($m^3.s^{-1}$), é calculada usando a equação de Manning, como apresentado na eq. (9):

$$Q_{i+1/2}^t = \frac{1}{n} A_i^t (R_i^t)^{2/3} (S_{fi+1/2}^t)^{1/2} \quad (9)$$

onde,

n = coeficiente de rugosidade de Manning ($s.m^{-1/3}$);

A = área molhada (m^2);

R = raio hidráulico (m);

S_f = declividade de fricção ($m.m^{-1}$).

A declividade de fricção por sua vez é calculada com base na eq. (10), também para a direção x :

$$S_{fi+1/2}^t = S_{0i+1/2} - \frac{d_{i+1}^t - d_i^t}{\Delta x} \quad (10)$$

onde,

S_0 = declividade da superfície na direção longitudinal x ($m.m^{-1}$);

d = profundidade d (m);

t = tempo (s).

A direção do escoamento é determinada em cada vértice do corpo d'água, devido a possíveis valores negativos de vazão durante o início da chuva, portanto o volume total escoado é calculado em cada nó (eq. 11).

$$V_i^{t+1} = V_i^t + \Delta t (q_{lat}^{t+1} \Delta x + q_{recharge}^{t+1} \Delta x + Q_{i-1/2}^t - Q_{i+1/2}^t) \quad (11)$$

onde,

V_i = volume total escoado no nó i (m^3);

q_{lat} = total de escoamento na superfície das células vizinhas ao segmento de reta ($m^2.s^{-1}$);

$q_{recharge}$ = resultado de troca entre escoamento subterrâneo (LF) e o canal ($m^2.s^{-1}$);

Δx = extensão do segmento de reta (m);

$Q_{i-1/2}$ = vazão do vértice anterior ($m^3.s^{-1}$);

$Q_{i+1/2}$ = vazão do vértice posterior ($m^3.s^{-1}$).

3.2.7.8 Escoamento superficial

O método de *Alternating Direction Explicit* (ADE) (DOWNER, 2002), que foi utilizado neste trabalho para o cálculo do escoamento superficial, usa a técnica conhecida como *up-gradient difference* para o cálculo do escoamento na direção montante - jusante, apresentada na eq. (12).

$$Q_{i+1/2}^t = \frac{1}{n} A_{i+1}^t (R_{i+1}^t)^{2/3} (S_{fi+1/2}^t)^{1/2} \quad (12)$$

No método ADE para simular o processo de escoamento primeiramente são calculadas as vazões na direção latitudinal (x) e então as lâminas de escoamento na mesma direção, eq. (13) e (14), respectivamente. Posteriormente os mesmos cálculos são realizados agora para a direção longitudinal (y), eq. (15) e (16), respectivamente.

$$p_{ij}^t = \frac{1}{n} (d_{ij}^t)^{5/3} (S_{fij}^t)^{1/2} \quad (13)$$

onde,

p = vazão na direção x em cada célula ij;

$$d_{ij}^{t+1/2} = d_{ij}^t + \frac{\Delta t}{\Delta x} (p_{i-1,j}^t - p_{ij}^t) \quad (14)$$

onde,

d = lâmina na direção x em cada célula ij (m)

$$q_{ij}^{t+1/2} = \frac{1}{n} (d_{ij}^{t+1/2})^{5/3} (S_{fij}^{t+1/2})^{1/2} \quad (15)$$

onde,

q = vazão na direção y em cada célula ij;

$$d_{ij}^{t+1} = d_{ij}^{t+1/2} + \frac{\Delta t}{\Delta x} (q_{i,j-1}^{t+1/2} - q_{ij}^{t+1/2}) \quad (16)$$

onde,

d = lâmina na direção y em cada célula ij (m)

Os processos de evaporação direta, infiltração e exfiltração são calculados antes do processo de escoamento (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008).

3.2.7.9 Escoamento subterrâneo

No escoamento subterrâneo em duas dimensões o modelo GSSHA assume que a transmissividade pode ser expressa pela condutividade hidráulica saturada da zona saturada (K_{s_gw}) e a porosidade total da zona saturada (θ_{s_gw}), portanto, a equação controle passa a ser a eq. (17).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{s_gw} \theta_{s_gw} \frac{\partial E_{ws}}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{s_gw} \theta_{s_gw} \frac{\partial E_{ws}}{\partial y} \right) = S \frac{\partial E_{ws}}{\partial t} + F(x, y, t) \quad (17)$$

onde,

E_{ws} = altitude da superfície da água (m);

S = termo de armazenamento (adimensional);

F = fluxos de entradas e saídas ($m.s^{-1}$).

3.2.7.10 Intervalos de processamento

Neste estudo foi utilizado um intervalo de 30 minutos para os eventos de precipitação, 300 segundos para a zona saturada e 10 segundos para o processamento global. Sendo que para a definição do último foi necessário contabilizar o tempo de processamento que o modelo levaria para intervalos mais refinados. O modelo possibilita ao usuário definir os intervalos de processamento global e na zona saturada, no entanto para os processos de evapotranspiração o intervalo é fixo de 1 hora (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008).

3.2.7.11 Distribuição das células de processamento

Para a distribuição espacial dos parâmetros foi utilizado mapas de grade (*grid*), nos quais cada célula do *grid* possui valores de parâmetros especificados pelos mapas de uso do solo e tipo de solo (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008). Para este estudo o tamanho da célula utilizada foi de 5 por 5 metros, pois optou-se por manter o mesmo tamanho utilizado no MNT. O total de células ativas na microbacia foi, portanto, 46.800.

3.2.8 Calibração e validação

No presente estudo o processo de calibração utilizado foi o manual. Os períodos utilizados para os processos foram:

- janeiro de 2011 a abril de 2011 para a calibração do modelo;
- janeiro de 2012 a abril de 2012 para a validação do modelo.

Em ambos os processos, os três meses antes do período descrito foram simulados, para o “aquecimento” do modelo. Os dados resultantes destes meses foram descartados. Foi também realizada uma simulação de um ano anterior para estabelecer o nível inicial do lençol freático a ser utilizado nas etapas de calibração, validação e simulação, como recomendado por Dower (2002).

O período de calibração foi de 120 dias, o qual apresenta um volume final de 816,07 mm de precipitação, com precipitação máxima de 30,59 mm; o deflúvio do período foi de 91,9 mm, o que corresponde a 11,3% da precipitação total do período de calibração.

Os parâmetros calibrados se concentraram na zona saturada do solo, pois neste local os dados estimados inicialmente não correspondiam a uma medição *in situ*. Portanto, foram calibrados os oito parâmetros de condutividade hidráulica saturada da zona saturada (K_{s_gw}).

O período de validação do modelo foi de 121 dias, o que abrange um total de 689,81 mm de precipitação total, sendo que a precipitação máxima durante o período foi de 30,88 mm. O deflúvio durante o período foi de 77,00 mm, representando um total de 11,16% da precipitação.

3.2.8.1 Avaliação de eficiência do modelo

Foram analisadas as médias diárias do período simulado e observado para a avaliação do desempenho do modelo. Para esta avaliação foram utilizados seis índices de eficiência, a saber: coeficiente de determinação de Bravais-Pearson (R^2) (LEGATES; MCCABE JR, 1999); coeficiente de Nash-Sutcliffe (C_{NS}) (NASH; SUTCLIFFE, 1970); coeficiente dos logaritmos das vazões de Nash-Sutcliffe (C_{NS_log}) (KRAUSE *et al.*, 2005); índice de Willmot “d” (KRAUSE *et al.*, 2005); e a porcentagem de viés (PBIAS).

As equações utilizadas nos cálculos encontram-se no APÊNDICE D.

O ajuste do modelo teve como objetivo maximizar os coeficientes de eficiência. O coeficiente de determinação (R^2) varia de 0 a 1, e explica quanto da dispersão observada é explicada pela predita (KRAUSE *et al.*, 2005), sendo que

apresenta maior sensibilidade a pontos extremos (*outliers*) (LEGATES; MCCABE JR, 1999).

O C_{NS} pode variar de 1 a menos infinito, e é influenciado principalmente pelas vazões máximas, proporcionando um bom ajuste dos picos para resultados próximos a 1 (COLLISCHONN, 2001). No entanto, não é muito sensível durante as vazões mínimas, subestimando o desempenho do modelo nestes períodos (KRAUSE *et al.*, 2005). Diferentemente do C_{NS} , o logaritmo das vazões do coeficiente de Nash-Sutcliffe (C_{NS_LOG}) sofre maior influência dos períodos de mínima, apresentando melhor ajuste (próximo a 1) quando o modelo simula adequadamente as vazões mínimas (COLLISCHONN, 2001).

A porcentagem de viés, PBIAS, estima à tendência média dos dados simulados apresentarem valores de vazão maiores ou menores do que os observados; valores positivos indicam uma subestimativa e valores negativos representam uma superestimativa dos dados, sendo o valor zero considerado ótimo (GUPTA *et al.*, 1999). Finalmente, o índice “d” apresenta variação similar ao R^2 , de 0 a 1 (ajuste perfeito).

Para a determinação da eficiência do modelo os valores de $C_{NS} > 0,75$ são considerados muito bons, para os valores $0,65 < C_{NS} < 0,75$ o modelo é considerado bom, entre $0,50 < C_{NS} < 0,65$ a classificação é de satisfatório, abaixo destes valores o modelo não é recomendado para simulações (MORIASI *et al.*, 2007). Para os valores de R^2 acima de 0,5 o modelo pode ser considerado aceitável (MORIASI *et al.*, 2007).

Para o valor de PBIAS, o modelo é considerado muito bom com valores menores do que 10%, bom para valores entre 10 e 15%, satisfatório quando os valores situam-se entre 15 e 25%, acima de 25% a simulação é classificada como insatisfatória e o modelo não deve ser utilizado (MORIASI *et al.*, 2007).

Além dos coeficientes citados, foi utilizada a análise gráfica das simulações por meio do hidrograma simulado, pois as ferramentas gráficas são essenciais para uma avaliação adequada do modelo (LEGATES; MCCABE JR, 1999).

3.2.9 Cenários de corte

Foram realizadas simulações de corte em nove cenários, esses variaram em função da porcentagem de corte da cobertura florestal e localização desta em relação ao riacho. As porcentagens de corte foram: 30, 50, 70 e 100%. As

localizações de corte foram: próximas (Figura 3.9) e distantes do rio (Figura 3.10), e aleatório na microbacia (Figura 3.11).

Figura 3.9 – Cenários de corte com localização próxima ao riacho (cotas baixas) em três percentagens: (a) 30%; (b) 50%; (c) 70%.

Figura 3.10 - Cenários de corte com localização afastadas do riacho (cotas altas) em três percentagens: (a) 30%; (b) 50%; (c) 70%.

Figura 3.11 - Cenários de corte com localização aleatória dentro da microbacia em três percentagens: (a) 30%; (b) 50%; (c) 70%.

Os cenários aleatórios foram dimensionados de acordo com a unidade de manejo florestal da área (talhões), de modo a representarem áreas viáveis de corte na microbacia. Os talhões a serem cortados foram selecionados aleatoriamente no software Microsoft Excel.

A fim de se testar o efeito da mata ripária na atenuação dos efeitos da colheita em área total, dois cenários foram propostos para 100% de corte da cobertura: com mata ripária ao redor do rio (Figura 3.12a) e sem mata ripária ao redor do rio (Figura 3.12b). Sabe-se que o termo “zona ripária” refere-se não apenas as regiões ao redor do rio, sendo esta apenas uma das zonas ripárias, e que sua definição depende das características de saturação do solo mais do que da localização. No entanto, buscando facilitar à compreensão do texto, nesse estudo toda a citação referente à “zona ripária” será considerada como a vegetação nativa encontrada ao redor do rio na microbacia.

Para as simulações os parâmetros utilizados para o uso do solo após o corte (área cortada) encontram-se na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Valores dos parâmetros obtidos em literatura para a classe de uso do solo após o corte da floresta, denominada “área cortada”

Processo	Parâmetros	Uso do solo Área cortada
Evapotranspiração	Albedo	0,25 ⁽¹⁾
	Coeficiente de radiação	1,0 ⁽²⁾
	Resistência estomática (s.m ⁻¹)	545,2 ⁽³⁾
	Altura da vegetação (m)	-
Interceptação	Capacidade de armazenamento (mm)	-
	Coeficiente de interceptação (mm.h ⁻¹)	-
Retenção da água	Volume de retenção (mm)	1,0 ⁽⁴⁾

(1) Shuttleworth (1993); (2) Downer, Ogden e Byrd (2008); (3) Correia, Alvalá e Manzi (2004); (4) Silva (2012).

O coeficiente de rugosidade também foi calculado com base na eq. 23 (MINGOTI, 2012), o CN utilizado foi de 77 (USDA-NRCS, 2004). Os parâmetros de altura, capacidade de armazenamento e coeficiente de interceptação foram considerados desprezíveis para este uso, sendo seus valores menores do que 0,0001.

A análise das simulações dos cenários de corte foram realizadas em relação ao cenário referência (Figura 3.13), que consistiu em cobertura florestal total da microbacia com Eucalipto (0% de corte) mantendo-se a faixa de zona ripária já existente na microbacia com vegetação nativa.

Figura 3.12 – Cenários de corte total (100%): (a) com floresta ripária; (b) sem floresta ripária

Figura 3.13 – Cenário utilizado como referência (0% de corte), cobertura total da microbacia com florestas de eucalipto mantendo-se a zona ripária com vegetação nativa

3.2.9.1 Simulações hidrológicas dos cenários

Após a calibração e validação do modelo hidrológico foram realizadas simulações de um ano para todos os cenários propostos. Os dados utilizados foram obtidos na Torre de fluxo (Eucflux) e abrangem o período de janeiro a dezembro de 2010.

3.2.9.2 Parâmetros de análise das simulações realizadas

Durante o período foram simulados 130 eventos, no entanto apenas 72 destes foram selecionados para análises, pois os três primeiros meses foram considerados “aquecimento” do modelo. As informações analisadas resultantes das simulações foram:

- escoamento total (mm) para o período;
- hidrogramas com dados de vazão ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$) a cada 30 minutos.

De modo a analisar as alterações provocadas pelos cenários, foram gerados parâmetros da hidrógrafa que permitissem a comparação entre os diferentes cortes na microbacia, foram eles: vazão máxima relativa e volume relativo. Para o cálculo dos parâmetros foi necessário realizar a separação e escolha dos eventos a serem utilizados, para o que alguns critérios foram considerados:

- intervalo de tempo mínimo sem chuva entre eventos de 6 horas (ISTOK; BOERSMA, 1986);
- separação dos eventos de acordo com a altura total precipitada (JONES; GRANT, 1996), para tal os dados foram primeiramente ordenados crescentemente de acordo com a lâmina de precipitação total, e posteriormente divididos em percentis de 25%.

Portanto, ao final da separação, em cada percentil havia 18 eventos, a caracterização destes pode ser encontrada no ANEXO E. Uma vez que primeiro percentil apresenta chuvas inferiores a 1,00 mm, esse percentil não foi utilizado na análise. Os outros três percentis foram utilizados no cálculo dos parâmetros de análise e na comparação com o cenário atual. Os testes utilizados para comparações entre médias foram ANOVA e Tukey (comparação múltipla de médias).

A vazão máxima relativa foi obtida de acordo com a eq. (18), e o volume relativo de acordo com a eq. (19):

$$Q_{rel} = \frac{Q_{sim}}{Q_{ref}} \quad (18)$$

$$V_{rel} = \frac{V_{sim}}{V_{ref}} \quad (19)$$

onde,

Q_{rel} = vazão relativa (adimensional);

Q_{sim} = vazão máxima simulada do evento selecionado para o cenário em análise ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$);

Q_{ref} = vazão máxima simulada do evento selecionado para o cenário referência ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$);

V_{rel} = volume relativo (adimensional);

V_{sim} = volume do evento selecionado para o cenário em análise (m^3);

V_{ref} = volume do evento selecionado para o cenário referência (m^3).

3.2.9.3 Curva de permanência da vazão

Para cada cenário simulado, os dados de vazão a cada 30 minutos foram sumarizados em dados diários e ordenados decrescentemente; posteriormente foi realizada a classificação dos mesmos em classes de frequências, obtidas por meio da divisão da ordem de cada classe pelo total de registros, de modo a obter a porcentagem do tempo em que a vazão é igualada ou excedida (BURT; SWANK, 1992).

3.3 Resultados

3.3.1 Caracterização da microbacia

Os dados obtidos durante o estudo da microbacia correspondem à base cartográfica da área, amostragem e caracterização das propriedades físicas do solo, e cálculo dos parâmetros de uso do solo.

Na primeira categoria se enquadram os modelos numéricos de elevação do terreno e estão apresentados nas Figuras 3.14.

O MNT da microbacia de estudo apresenta uma altitude máxima de 852,5 metros, e uma cota mínima de 794,6 metros, apresentando um amplitude de 57,9 metros entre os divisores topográficos e o talvegue principal. A variação de altitude no MNTR foi de 792,6 a 822,5 metros, enquanto que no MNLF as cotas ficam entre 794 e 837,5, evidenciando, portanto, que o lençol freático localizou-se entre os dois modelos como pretendido. Por meio da diferença entre MNT e MNTR é possível

notar ainda que a profundidade mínima do solo foi mantida em 2 metros, de acordo com a classificação do solo (EMBRAPA, 2006).

Figura 3.14 – Modelos numéricos de elevação obtidos para a microbacia do Tinga, onde: (a) Modelo numérico de elevação do terreno (MNT); (b) Modelo numérico da profundidade do lençol freático (MNLF); (c) e modelo numérico da profundidade do topo rochoso (MNTR)

Por meio das amostras coletadas em campo e posterior análise em laboratório, foi possível tabular os dados das curvas de retenção da água no solo e da condutividade hidráulica, que estão apresentados nos APÊNDICES A e B, respectivamente. Na Figura 3.15 é possível visualizar as unidades homogêneas definidas após amostragem na microbacia e utilizadas como mapa de solo.

Figura 3.15 – Unidades homogêneas definidas após amostragem de pontos na microbacia do Tinga

Para o ponto 2 na profundidade A (15 centímetros) não foi possível a realização do teste para condutividade hidráulica, pois não houve saturação da amostra. Foi, portanto, utilizada uma média aritmética de todas as condutividades na primeira camada para este ponto.

A partir dos valores das curvas de retenção foi possível obter os coeficientes de ajuste para cada mancha de solo estabelecida em função das amostras. Estes parâmetros estão apresentados no APÊNDICE C. Para o parâmetro de potencial matricial na frente de umedecimento (ψ_f) foram utilizados os valores sugeridos em Downer, Ogden e Byrd (2008).

Na Figura 3.16 é possível visualizar as curvas de retenção obtidas na camada A para todas as manchas de solo da microbacia.

Figura 3.16 – Curva de retenção da água no solo obtidas por meio da amostragem de oito pontos na área de estudo (profundidade de 15 cm)

As curvas de retenção apresentadas na Figura 3.16 ilustram a relação entre a umidade do solo em determinado volume em equilíbrio com uma tensão aplicada (LIBARDI, 2005).

Embora as unidades de solo apresentem uma dinâmica semelhante, diminuição da umidade à medida que se aumenta a pressão, as características texturais de cada amostra diferenciam-se entre si e em relação a media, mesmo com amostras pertencentes à mesma classe de solo (Latossolo).

Essa distinção se reflete nos parâmetros de solo utilizados, evidenciando a importância da mensuração dos dados em campo, de modo a obter resultados mais próximos da realidade observada.

Os parâmetros calculados para a capacidade de armazenamento da copa, altura da vegetação e rugosidade de Manning para a superfície estão apresentados na Tabela 3.5.

Tabela 3.5 – Parâmetros de uso do solo calculados para as classes de uso do solo presentes na microbacia do Tinga

Uso do solo	Altura da vegetação (m)	Capacidade de armazenamento (mm)	Coeficiente de rugosidade (m.s^{-1/3})
Estradas	0,0001	0,001	0,046
Pinus	16	1,2	0,149
Nativas	10	1,2	0,346
Eucalipto>10 anos	24	0,32	0,132
Eucalipto<10 anos	5	0,65	0,132

3.3.2 Calibração e validação

O hidrograma final simulado em contraste com o hidrograma dos dados observados para o período de calibração está apresentado na Figura 3.17, e para o período de validação na Figura 3.18.

Figura 3.17 – Hidrograma simulado e observado para o período de calibração do modelo (janeiro a abril de 2011) (dados diários)

Figura 3.18 – Hidrograma simulado e observado para o período de validação do modelo (janeiro a abril de 2012) (dados diários).

Por meio dos hidrogramas apresentados pode-se observar que os dados simulados na calibração foram na maior parte do tempo subestimados tanto para as vazões máximas quanto para as mínimas nos dois períodos, observa-se também

que a dinâmica dos dados observados foi corretamente representada pelos simulados.

Os índices de eficiência obtidos na calibração (Tabela 3.6) também permitem afirmar que os dados simulados foram subestimados em 1,94%, uma vez que o PBIAS apresentou valores positivos, no entanto para o período de validação o PBIAS apresentou valores negativos, indicando uma superestimação de 12,97% no modelo, mas ainda considerado bom (MORIASI *et al.*, 2007).

Tabela 3.6 – Índices de eficiência do modelo para o período de calibração e validação

Índices	Calibração	Validação
R ²	0,86	0,49
C _{NS}	0,79	0,29
C _{NS_log}	0,74	0,11
d	0,92	0,74
PBIAS	1,94	-12,97

Os parâmetros obtidos após a calibração e utilizados, portanto, durante as simulações encontram-se na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 – Parâmetros de condutividade hidráulica saturada da zona saturada (K_{s_gw}) utilizados inicialmente e calibrados para as simulações

Amostras	K_{s_gw} inicial	K_{s_gw} calibrado
1B	5,24	0,67
2B	1,04	0,65
3B	16,82	0,91
4B	7,59	0,74
5B	9,38	0,45
6B	8,15	2,22
7B	18,12	0,95
8B	8,06	0,20

3.3.3 Efeito da intensidade e configuração espacial do corte

Os resultados dos efeitos simulados pelos cenários de corte quanto ao escoamento total durante o período simulado encontram-se na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 – Resultados dos escoamentos totais, em valores absolutos (mm) e relativos (adimensional), para os cenários de corte raso realizados nas cotas baixas e altas do terreno, cenário referência (0% de corte) e cenário com 100% de corte com vegetação ripária

Cenários	% corte	Escoamento total (mm)	Escoamento total relativo
Referência	0	180,9	1,0
Cotas baixas	30	202,4	1,1
	50	200,3	1,1
	70	209,1	1,2
Cotas altas	30	180,2	1,0
	50	183,3	1,0
	70	188,6	1,0
Aleatório	30	182,8	1,0
	50	187,1	1,0
	70	183,0	1,0
Corte raso com vegetação ripária	100	199,5	1,1

Os resultados da Tabela 3.8 mostram que o escoamento total apresenta valores maiores quando o corte ocorre nas cotas baixas da microbacia (por exemplo, 20% de aumento no cenário com corte em 70% de área), em comparação com os cenários de corte nas cotas altas e aleatórios, sendo que nestas duas últimas configurações de corte os valores foram similares ao cenário referência.

Ainda analisando a Tabela 3.8 é possível verificar um aumento de 10% no escoamento total com o corte raso em área total contra um aumento de 20% quando foi cortado 70% da floresta plantada nas cotas baixas. Essa diferença entre os cenários também pode ser observada na curva de permanência da vazão para as cotas baixas (Figura 3.19), altas (Figura 3.20) e no corte aleatório (Figura 3.21).

A diferença encontrada entre os deflúvios dos cenários de corte em 100% e 70% nas cotas baixas também se repete na curva de permanência, onde ainda é possível verificar que a curva do cenário de 30% de corte nas cotas baixas teve um ligeiro aumento em relação ao corte raso, no entanto, apresentou menor deflúvio e vazão mínima do que o cenário com 70% de corte.

Figura 3.19 – Curva de permanência da vazão para os cenários com corte nas cotas baixas da microbacia, cenário referência (0% de corte) e cenário com 100% de corte com vegetação ripária ao longo do canal

Figura 3.20 – Curva de permanência da vazão para os cenários com corte nas cotas altas da microbacia, cenário referência (0% de corte) e cenário com 100% de corte com vegetação ripária ao longo do canal

Figura 3.21 – Curva de permanência da vazão para os cenários com corte aleatório na microbacia, cenário referência (0% de corte) e cenário com 100% de corte com vegetação ripária ao longo do canal

A configuração espacial de corte nas cotas altas da microbacia apresentou efeitos menores do que o corte em 100% da área, ficando as curvas de permanências mais próximas ao cenário referência. Para as vazões mínimas a intensidade de 70% de corte foi a que apresentou os maiores valores.

Para os cortes aleatórios as curvas de permanência das intensidades 30%, 50% e 70% ficaram abaixo daquela obtida no corte total da área (100%), sendo o cenário com 70% de corte o que teve vazões mínimas mais elevadas entre as três intensidades testadas.

Na Tabela 3.9 encontram-se os resultados para os testes de médias entre as intensidades de corte do cenário aleatório quanto ao pico de vazão e volume relativo.

Tabela 3.9 – Valores médios relativos de vazão máxima e volume, e diferenças estatísticas entre as médias dos três cenários com corte aleatório (30, 50 e 70%) em comparação com o cenário referência e com o cenário de corte em 100% da área mantendo-se a vegetação ripária, para os três percentis de altura total precipitada analisados (P2 = 1 a 4 mm; P3 = 4 a 12 mm; P4 = 15 a 84 mm)

Parâmetros	Percentis	Referência	30% de corte	50% de corte	70% de corte	100% de corte
Vazão máxima relativa	P2	1,0 b	1,01 b	1,02 ab	1,00 b	1,03 a
Volume relativo		1,0 b	1,01 b	1,04 b	1,01 b	1,11 a
Vazão máxima relativa	P3	1,0 b	1,10 a	1,11 a	1,00 b	1,07 a
Volume relativo		1,0 c	1,03 bc	1,04 b	1,01 bc	1,08 a
Vazão máxima relativa	P4	1,0 a	1,22 a	1,23 a	1,06 a	1,15 a
Volume relativo		1,0 a	1,06 ab	1,08 ab	1,02 ab	1,11 a

obs: diferentes letras indicam diferença estatística entre cenários ($p < 0,05$)

Os valores de vazão máxima relativa foram estatisticamente iguais ao cenário referência para lâminas de precipitação entre 1,0 e 4,0 mm (P2) e também para as maiores lâminas com variações entre 15 e 84 mm (P4), os únicos cenários que foram diferentes da referência e iguais ao corte em 100% da área foram o corte de 30 e 50% para lâminas entre 4 e 12 mm. No último percentil (P4) não foram observadas diferenças nem quanto ao cenário com 100% de corte, nem quanto ao cenário referência.

Em relação ao volume relativo, apenas o cenário de 50% de corte no P3 foi diferente significativamente do cenário referência, sendo também diferente do cenário de 100% de corte; todos os cenários apresentaram diferença estatística do corte em 100% da área, a não ser as precipitações maiores do que 15 mm (P4).

Quanto à localização do corte e os efeitos desta no pico de vazão e volume, os resultados estão apresentados na Figura 3.22 para os picos de vazão relativos e Figura 3.23 para o volume relativo.

Figura 3.22 – Pico de vazão relativo para os cenários de corte nas cotas altas e baixas em três intensidades (30, 50 e 70%), cenário referência (0%) e cenário de corte raso (100% com vegetação ripária) para os três percentis de altura total precipitada analisados (P2 = 1 a 4 mm; P3 = 4 a 12 mm; P4 = 15 a 84 mm)

Figura 3.23 – Volume relativo para os cenários de corte nas cotas altas e baixas em três intensidades (30, 50 e 70%), cenário referência (0%) e cenário de corte raso (100% com vegetação ripária) para os três percentis de altura total precipitada analisados (P2 = 1 a 4 mm; P3 = 4 a 12 mm; P4 = 15 a 84 mm)

Por meio dos gráficos apresentados na Figura 3.22 pode-se perceber que o corte de 50% das cotas baixas apresentou os maiores valores de vazão máxima relativa nos dois últimos percentis, ou seja, para os maiores eventos analisados, no entanto, o mesmo cenário não repetiu esta dinâmica para o volume relativo (Figura 3.23).

A análise das vazões máximas relativa permite perceber que os valores dos cenários com corte perto do rio são superiores aos cenários com corte mais afastados do rio, e que em alguns percentis são também superiores ao cenário com 100% de corte da floresta. A análise estatística das diferenças entre estas médias está apresentada na Tabela 3.10.

Tabela 3.10 - Valores médios relativos de vazão máxima e volume, e diferenças estatísticas entre as médias dos cenários com configurações de corte nas cotas baixas e altas da microbacia em comparação com o cenário referência (0% de corte) e com o cenário de corte em 100% da área mantendo-se a vegetação ripária, para os três percentis de altura total precipitada analisados (P2 = 1 a 4 mm; P3 = 4 a 12 mm; P4 = 15 a 84 mm)

Parâmetros	Ref.	30% de corte		50% de corte		70% de corte		100% de corte
		Cotas baixas	Cotas altas	Cotas baixas	Cotas altas	Cotas baixas	Cotas altas	
P2								
Vazão máxima relativa	1,0 d	1,10 ab	1,00 d	1,13 a	1,01 d	1,14 a	1,03 cd	1,07 bc
Volume relativo	1,0 c	1,12 ab	1,00 c	1,11 ab	1,01 c	1,15 a	1,04 bc	1,11 ab
P3								
Vazão máxima relativa	1,0 e	1,15 bc	1,00 e	1,25 a	1,04 de	1,18 b	1,09 cd	1,07 d
Volume relativo	1,0 d	1,07 ab	1,01 cd	1,08 ab	1,02 cd	1,11 a	1,05 bc	1,08 a
P4								
Vazão máxima relativa	1.0 c	1.20 abc	1.03 bc	1.32 a	1.12 abc	1.22 ab	1.18 abc	1.15 abc
Volume relativo	1.0 c	1.08 abc	1.03 bc	1.10 ab	1.05 abc	1.12 a	1.08 abc	1.11 ab

obs: diferentes letras indicam diferença estatística entre cenários ($p < 0,05$)

Os cenários com corte nas cotas altas da microbacia apresentaram diferenças estatísticas nos valores de vazão e volume relativos em relação aos cenários de

cotas baixas, as exceções foram para o percentil com lâminas de chuva maiores do que 15 mm.

Em relação ao cenário referência, as configurações de corte nas cotas altas da microbacia não apresentou diferenças estatísticas em nenhuma das lâminas de chuva analisadas nem para as vazões máximas relativas e nem para o volume relativo. No entanto, o cenário de 70% de corte (lâminas entre 4 e 12 mm) não apresentou semelhanças com o referência em nenhum dos parâmetros analisados.

Para os cenários com cortes nas cotas baixas as diferenças em relação ao cenário referência foram mais acentuadas, sendo que os cenários de 50 e 70% foram diferentes, estatisticamente, em todos os quartis tanto para a vazão máxima relativa quanto para o volume relativo; o cenário de 30% por outro lado, só não apresentou diferenças no percentil de lâminas maiores (P4) para a vazão máxima e volume.

3.3.4 Efeito da retirada da vegetação ripária

O corte raso da floresta plantada ocasionou um aumento nos valores de deflúvio, sendo esses valores maiores no cenário em que a vegetação ripária foi suprimida. Houve um aumento de 10% no deflúvio da bacia com o corte total da floresta, quando a floresta ripária também foi cortada esse aumento foi de 20%, o que também pode ser visualizado nas flutuações diárias (Figura 3.24), que aumentaram o fluxo base após o corte da floresta ripária.

Figura 3.24 – Exemplo de hidrógrafa dos cenários de corte raso (100% da área) com e sem vegetação ripária evidenciando a diminuição das flutuações diárias com o corte da vegetação ripária (10 dias simulados)

Na curva de permanência dos dois cenários com corte em 100% da área é possível notar as diferenças entre cenários quanto às vazões máximas e mínimas (Figura 3.25).

Figura 3.25 – Curva de permanência da vazão para o cenários referência (0% de corte) e 100% de corte com e sem vegetação ripária,

Na Figura 3.26 e 3.27 estão representadas as vazões máximas relativas e volume relativo, respectivamente, em cada um dos percentis de altura total precipitada, para os cenários de 100% de corte com e sem floresta ripária.

Figura 3.26 – Representação gráfica da vazão máxima relativa para os cenários com 100% de corte com e sem vegetação ripária para cada um dos percentis representando a altura total precipitada

Figura 3.27 – Representação gráfica do volume relativo para os cenários com 100% de corte com e sem vegetação ripária para cada um dos percentis representando a altura total precipitada

Com base na Figura 3.26 pode-se visualizar um aumento da vazão máxima relativa em relação ao cenário referência após o corte da floresta, no entanto esse aumento foi menor no cenário em que a zona ripária foi mantida com floresta. Em relação aos valores relativos de volume (Figura 3.27) o comportamento entre cenários foi semelhante aos picos de vazão, ou seja, o corte total da floresta aumentou o volume em todos os intervalos de lâminas em relação ao referência, sendo que para o cenário sem vegetação ripária esse aumento apresentou valores maiores do que o cenário com vegetação ripária.

As diferenças entre as médias dos cenários estão apresentados na Tabela 3.11 para cada um dos percentis.

Tabela 3.11 – Valores médios relativos de vazão máxima e volume, e diferenças estatísticas entre as médias dos cenários com 100% de corte com e sem vegetação ripária, e o cenário referência (0% de corte), para os três percentis de altura total precipitada (P2 = 1 a 4 mm; P3 = 4 a 12 mm; P4 = 15 a 84 mm)

Parâmetros	Referência	100% de corte sem vegetação	100% de corte com vegetação
P2			
Vazão máxima relativa	1,00 b	1,19 a	1,06 b
Volume relativo	1,00 b	1,21 a	1,09 b
P3			
Vazão máxima relativa	1,00 c	1,23 a	1,07 b
Volume relativo	1,00 c	1,22 a	1,08 b
P4			
Vazão máxima relativa	1,00 a	1,33 a	1,15 a
Volume relativo	1,00 b	1,28 a	1,11 ab

obs: diferentes letras indicam diferença estatística entre cenários ($p < 0,05$)

Como mostrado na Tabela 3.10 os cenários de corte com e sem vegetação ripária apresentaram diferenças entre si e entre o cenário referência de acordo com a altura total precipitada analisada. O cenário sem a vegetação ripária apresentou diferenças estatísticas em relação ao cenário referência para todas as alturas totais precipitadas nos dois parâmetros analisados, com exceção dos eventos com lâminas de 12 a 84 mm.. O cenário com vegetação ripária foi, ao contrário do cenário sem vegetação, estatisticamente igual ao referência, com exceção do percentil 3 (lâminas entre 4 e 12 mm).

3.4 Discussão

Os resultados obtidos por meio das simulações com cenários de corte raso mostram que a intensidade e a configuração espacial do corte influenciam o deflúvio e os parâmetros do hidrograma (pico e volume). No entanto, o efeito do corte está relacionado à altura total precipitada, uma vez que foram encontradas diferenças significativas entre os cenários de acordo com o total de precipitação analisado.

O aumento de 20% de deflúvio no cenário de 100% de corte está de acordo com o observado por Hibbert (1967) e Kalantari *et al.* (2014), em que a retirada da

cobertura florestal causou aumento da produção de água devido a redução de processos como a interceptação, transpiração e evaporação (MAITRE; SCOTT; COLVIN, 1999), Abdelnour *et al.* (2011) observaram um aumento de 29% no deflúvio anual com 100% de corte da floresta, Ferraz *et al.* (2013) obteve 72% de aumento para o ano hídrico após o corte na microbacia do Tinga. Esses aumentos no deflúvio podem também ser consequências da maior infiltração da água no solo após a retirada da cobertura (Kalantari *et al.*, 2014). O deflúvio obtido neste estudo, no entanto, não é referente há um ano hídrico.

Bosch e Hewlett (1982) encontraram um aumento constante no deflúvio anual (~45 mm) a cada 10% de área cortada. Na microbacia do Tinga o aumento da intensidade de corte também resultou em aumentos lineares do deflúvio, exceto pelo cenário de 70% de corte, o qual apresentou resultados inferiores ao de 50% de corte. Os resultados destes cenários poderiam ser explicados pela influência nesta microbacia de outros processos comandando a geração de deflúvio além da evapotranspiração (JONES, 2000), como é o caso de bacias com condições de umidade elevada, com atmosfera saturada, nas quais o processo de transpiração não é predominante no balanço hídrico, com isto a intensidade de remoção da floresta teria um efeito menor na produção de água (KALANTARI *et al.*, 2014). Abdelnour *et al.* (2011) também citam a localização do corte como uma importante variável nos efeitos do deflúvio, principalmente em bacias nas quais o solo e a topografia possuem papel principal nos processos hidrológicos. Stednick (1996) apresentam uma série de estudos a respeito da intensidade do corte e aumentos no deflúvio anual, no entanto, para algumas regiões o aumento do corte da floresta nem sempre gerou maiores deflúvios, os autores atribuem estes resultados a fatores como localização e tipo da colheita.

As intensidades de corte apresentaram poucas diferenças nos picos de vazão e volume, com resultados semelhantes ao cenário referência nos eventos com menores lâminas de chuva, nos maiores eventos de precipitação os valores não diferiram estatisticamente do cenário de 100% de corte. Estes resultados ressaltam a afirmação anterior de que eventos de precipitação maiores alteram a dinâmica do riacho independentemente da cobertura florestal. Os resultados também corroboram com Bruijnzeel (1990) que atribuem às florestas o papel de mitigar os efeitos dos picos de vazão somente em eventos pequenos, para Calder (2007) as florestas

podem ter algum efeito na mitigação dos picos de vazão, no entanto para as grandes cheias de estações chuvosas este efeito não é observado.

Neste estudo, o deflúvio foi maior para cortes próximos ao riacho do que para aqueles localizados perto dos divisores topográficos. Abdelnour *et al.* (2011) encontraram uma forte relação entre a geração de escoamento e a distância do corte em relação ao riacho, este comportamento poderia ser explicado pela distância que a água precisa percorrer até chegar ao exutório da bacia, segundo os autores quanto maior este caminho maiores serão as chances da água ser utilizada pelas plantas e não chegar ao rio. Os dados de deflúvio obtidos no Tinga para os cortes nas cotas altas para todas as intensidades foram semelhantes ao cenário de referência, evidenciando novamente que o grau de intensidade do corte não é única responsável pelas variações no deflúvio do rio.

As unidades homogêneas de solo nas cotas altas da microbacia possuem maior condutividade hidráulica em relação aquelas das cotas baixas, o que poderia aumentar a infiltração nestes locais para o cenário de 100%. O escoamento superficial e subsuperficial das áreas cortadas nas partes altas percorre um caminho maior, em oposição aquele percorrido pelos escoamentos gerados em áreas cortadas na parte baixa (KALANTARI *et al.*, 2014), o que também poderia aumentar a retenção da água no solo. Esta explicação pode ser reforçada ao analisar as quantidades de água restantes na microbacia. Ao final da simulação, o cenário de corte raso apresentou 10% de água no solo a mais do que o cenário de 70% de corte.

Os picos de vazão dos cenários com corte da floresta nas cotas baixas também são maiores, tanto em relação ao cenário referência quanto aos cenários com corte nas cotas alta. No entanto, na microbacia do Tinga o cenário com corte de 50% da área nas cotas baixas apresentou vazões máximas superiores ao cenário com corte em 70% da área, com valores que diferiram significativamente apenas para os eventos com lâminas entre 4 e 12 mm. Esta diferença entre as intensidades pode ser consequência do processo de infiltração na bacia, pois ao invés de aumentarem o escoamento superficial devido à retirada de uma maior área de floresta as simulações resultaram em maiores taxas de infiltrações, como pode ser visto no aumento do volume (Figura 3.23), caracterizando um escoamento subsuperficial na microbacia. A baixa relação entre a intensidade de corte e os picos de vazão podem ser resultados da falta de parametrização do uso do solo quanto à

infiltração, sendo este processo comandado, neste estudo, unicamente pela textura do solo, o que poderia ter levado a altas taxas de infiltração com a retirada da floresta.

A diferença entre cotas baixas e altas também ocorre nas vazões mínimas da bacia, como mostrado por meio das curvas de permanência. As diferenças entre as vazões mínimas das intensidades de corte são menores do que as diferenças encontradas nas configurações de corte em uma mesma intensidade, evidenciando a importância da localização florestal na topografia da bacia (HARR, 1979). Essa importância pode ser exemplificada quando ao comparar os efeitos dos corte de 30 e 50% nas cotas altas com o cenário referência não se percebe diferenças para pico e volume, no entanto, para um corte de 30% nas cotas próximas ao canal de drenagem os efeitos são, na maioria das vezes, superiores ao corte de 70% nas cotas maiores.

A simulação com um corte raso em 100% da floresta plantada – com a presença da floresta ripária ao redor do riacho - resultou em aumentos em relação ao cenário referência (0% de corte) nos valores de vazão máxima e volume do evento em todas as quantidades de precipitação avaliadas, com exceção do pico de vazão para lâminas acima de 15 mm. Jones (2000), Grant (1996) e Thomas e Megahan (1998) também sugerem aumento significativo dos picos após o corte de 100% da área para os eventos de menor magnitude.

A retirada de 100% da floresta é responsável por modificações em outros parâmetros da hidrógrafa que não apenas o pico de vazão, como pode ser evidenciado nos resultados de volume obtidos, nos quais o deflúvio do evento também foi significativamente diferente do cenário referência em todas as altura total precipitada. Este resultado corrobora a hipótese de que a diminuição do processo de evapotranspiração resultante do corte da cobertura florestal aumenta a água nas camadas sub-superficiais do solo, o que modifica ainda parâmetros como tempo de pico, recessão da hidrógrafa, entre outros (JONES; GRANT, 1996).

Os resultados mostram que o corte de 100% da área de floresta plantada tem como consequência um aumento no escoamento total, como dito anteriormente, sendo que este é ainda maior no cenário sem a presença da vegetação ripária. Como esclarecido por Salemi *et al.* (2012) a presença da vegetação ao longo dos rios promove uma redução na produção de água, consequência do aumento das taxas de evapotranspiração. Este aumento na produção de água com a retirada da

vegetação ripária, aproximadamente 10% em relação ao cenário referência se desconsiderarmos o efeito do corte da floresta plantada, evidencia o importante papel da localização destas florestas, pois em uma área de corte menor (9,5% da área total) os efeitos foram maiores do que aqueles obtidos pelo corte de 70% da área nas partes mais altas da microbacia. Resultados semelhantes foram obtidos por Scott (1999) com aumentos no deflúvio maiores devido à remoção da vegetação ripária do que aqueles obtidos com o corte de uma área de igual tamanho em regiões mais afastadas do rio.

No cenário com corte da vegetação ripária observou-se ainda uma redução das flutuações diárias nos valores de vazão (Figura 3.24). Dunford e Fletcher (1947) mostraram que a remoção da vegetação ao longo do rio diminui a flutuação diurna da vazão, embora não a elimine completamente. Uma vez que estas flutuações estão intimamente relacionadas com a também diminuição das taxas de evapotranspiração (BURT, 1979), as florestas ripárias podem ser consideradas grandes consumidoras de água, pois suas raízes estão continuamente em contato com o lençol freático (DUNFORD; FLETCHER, 1947).

A presença da vegetação ripária também apresentou efeitos nos parâmetros de pico e volume relativos. A diminuição nos valores destes parâmetros devido à presença da floresta ao longo do riacho está, no entanto, relacionada a altura total precipitada analisada. Resultados semelhantes foram encontrados por Jones e Grant (1996), ao analisarem eventos de chuvas para diferentes tempos de retorno, e por Bruijnzeel (1990) e Kalantari et al. (2014), que concluíram que o aumento relativo dos picos de vazão é maior para os eventos com menores lâminas de chuva. Neste estudo as diferenças significativas nas vazões máximas ocorreram apenas para lâminas de chuva entre 0,51 e 4,00 mm e entre 4,00 e 12,00 mm, sendo que para lâminas maiores que 15 mm não houve diferença entre os cenários com e sem vegetação ripária.

Talvez o aspecto mais importante da presença da vegetação ripária, e, consequentemente, da diminuição do escoamento direto como observado nos resultados, é a proteção desta zona de convergência de fluxos superficiais e subsuperficiais, onde as regiões próximas ao rio podem ser áreas hidrologicamente sensíveis, passando a maior parte do tempo saturadas (WALTER *et al.*, 2000). A desaceleração do escoamento superficial devido à rugosidade do solo, presença de serapilheira e raízes aumenta a deposição dos sedimentos e, consequentemente,

diminui a entrada de sedimentos nos canais de drenagem (SALEMI, 2014). Portanto a diminuição dos picos de vazão e volume apresentados pelo cenário com floresta ripária em relação aquele em que está foi suprimida indica uma diminuição do escoamento superficial ocasionado exatamente pela presença da vegetação, contribuindo para a melhoria da qualidade da água no canal, evidenciando assim a importância da mata ripária na bacia. A importância da presença de vegetação nas zonas ripárias abrange não apenas as áreas ao redor do rio, como simulado na microbacia do Tinga, mas também as áreas saturadas durante longos períodos de tempo (LIMA *et al.*, 2012).

Apesar dos inúmeros benefícios da vegetação ao longo dos rios, apenas a presença desta não é suficiente para garantir a proteção dos recursos hídricos (SALEMI *et al.*, 2011), este fato fica evidenciado ao se comparar os dois cenários com corte total e o cenário referência, pois apesar da presença da vegetação ripária ocorreram aumentos significativos nos picos e volume. Portanto, apenas a manutenção da zona ripária não é suficiente sendo necessário um manejo do solo adequado em toda a área, estudos realizados em microbacia evidenciam a importância da proporção de mata nativa na paisagem (FERRAZ *et al.*, 2013). No estudo realizado por Lima *et al.* (2012), os autores propõem a utilização de novos designs nas plantações florestais com o intuito de minimizar os impactos na água e contribuir para a manutenção do fluxo de água para usuários a jusante. Os autores ainda concluem que estratégias de manejo são importantes nas áreas florestais, uma vez que, além dos efeitos na vazão, a colheita tem o potencial de minimizar os impactos na qualidade da água e ecossistemas aquáticos (HARR, 1979), como já demonstrado em estudo com diferentes intensidades de corte (SIEMION *et al.*, 2011) e localização (MARTIN; PIERCE, 1980). Por meio dos dados obtidos na microbacia do Tinga pode-se afirmar que é possível minimizar os efeitos da colheita nos recursos hídricos por meio do corte em mosaico, variando sua localização e intensidade.

3.5 Conclusões

O aumento da intensidade de corte resultou em aumentos lineares nos parâmetros de pico e volume do evento somente nas precipitações de menor magnitude. Para eventos maiores, outros fatores como localização e condições do

solo podem estar influenciando a geração de escoamento, reduzindo-se a importância da vegetação florestal.

A proximidade do riacho modifica fortemente os efeitos hidrológicos do corte-raso, sendo que os cortes realizados distantes do rio geram menores picos de vazões e volume de evento, assemelhando-se a condição de cobertura total de floresta, diferentemente daqueles realizados nas cotas baixas, que geraram as maiores vazões máximas e volume.

O efeito do corte raso total da floresta plantada pode ser reduzido com a manutenção da mata ripária ao redor dos riachos, mas em eventos com maior magnitude de precipitação, o papel regulador da floresta ripária é reduzido em termos relativos.

A colheita em mosaico utilizando-se de estratégias de intensidade e configuração espacial pode ser utilizada como ferramenta para reduzir os efeitos do manejo de florestas plantadas nos processos hidrológicos em riachos.

Referencias

ABDELNOUR, A.; STIEGLITZ, M.; PAN, F.; MCKANE, R. Catchment hydrological responses to forest harvest amount and spatial pattern. **Water Resources Research**, Washington, v.47, n.9, p.1-18, 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2010WR010165>>. Acesso em: 6 ago. 2014.

ALMEIDA, A.C.; SOARES, J V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e floresta ombrofila densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 159–170, 2003.

ALMEIDA, A.C.; SOARES, J.V.; LANDSBERG, J.J.; REZENDE, G.D. Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.251, n.1/2, p.10–21, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S037811270700463X>>. Acesso em: 14 jul. 2014.

ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.291, n.1/2, p.1–27, 2004. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169403005171>>. Acesso em: 29 maio 2014.

BEVEN, K. How far can we go in distributed hydrological modelling? **Hydrology and Earth System Sciences**, Zurich, v. 5, n. 1, p. 1–12, 2001. Disponível em: <<http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/5/1/2001/>>. Acesso em: 13 ago. 2014.

BOSCH, J.; HEWLETT, J. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.55, p.3–23, 1982. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169482901172>>. Acesso em: 7 ago. 2014.

BROOKS, R.H.; COREY, A.T. **Hydraulic properties of porous media**. Fort Collins: Colorado State University, Civil Engineering Department, 1964. 27p.

BRUIJNZEEL, L. **Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review**. Amsterdam, Netherlands: UNESCO, 1990.

BURNASH, R.J.C. The NWS river forecast system catchment modelling. In: SINGH, V.J, (Ed.). **Computer models of watershed hydrology**, Colorado: Water Resources Publications, 2012. chap. 10, p. 311–366.

BURT, T.P. Diurnal variations in stream discharge and throughflow during a period of low flow. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 41, p. 291–301, 1979.

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

<<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.3360060206/full>>. Acesso em: 18 ago. 2014.

CABRAL, O.M.R.; ROCHA, H.R.; GASH, J.H.C.; LIGO, M.A.V.; FREITAS, H.C.; TATSCH, J.D. The energy and water balance of a Eucalyptus plantation in southeast Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.388, n.3/4, p.208–216, 2010.

Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169410002404>>. Acesso em: 6 ago 2014.

CALDER, I.R. Forests and water—Ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.251, n.1/2, p.110–120, 2007.

Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004719>>. Acesso em: 29 maio 2014.

CÂMARA, C.; LIMA, W. Corte raso de uma plantação de Eucalyptus saligna de 50 anos: impactos sobre o balanço hídrico ea qualidade da água em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba , n. 53, p. 41–58, 1999. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr56/cap03.pdf>>. Acesso em: 29 set. 2014.

CAMPBELL, I.; DOEG, T. Impact of timber harvesting and production on streams: a review. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 40, p. 519–539, 1989. Disponível em:

<<http://www.publish.csiro.au/?paper=MF9890519>>. Acesso em: 12 set. 2014.

CHOW, V. T. **Open-channel hydraulics**. New York: McGraw Hill, 1959.680p.

CHRISTINA, M.; LACLAU, J.-P.; GONÇALVES, J.L.M.; JOURDAN, C.; NOUVELLON, Y.; BOUILLET, J.-P. Almost symmetrical vertical growth rates above and below ground in one of the world's most productive forests. **Ecosphere**, Ithaca, v.2, n.3, p.1-10, 2011. Disponível em:

<<http://www.esajournals.org/doi/abs/10.1890/ES10-00158.1>>. Acesso em: 6 ago 2014.

COLLISCHONN, W. **Simulação hidrológica de grandes bacias**, 2001. 270p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.

CORREIA, F.W.S.; ALVALÁ, R.C.S.; MANZI, A.O. Distribuição sazonal e global da umidade do solo para inicialização em modelo de previsão de tempo e clima. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 13, 2004. Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: UFCE, 2004. 19p.

DEFRIES, R.; ESHLEMAN, K.N. Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 18, n. 11, p. 2183–2186, 2004. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.5584>>. Acesso em: 17 jul.2014.

DIJK, A.I.J.M. van; KEENAN, R.J. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.251, n.1/2, p.1–9, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112707004628>>. Acesso em: 29 maio 2014.

DOURADO-NETO, D.; NIELSEN, D.R.; HOPMANS, J.W.; REICHARDT, K.; BACCHI, O.O.S. Software to model soil water retention curves (SWRC, version 2.00). **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 57, n.1, p. 191-192, mar. 2000. Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162000000100031&nrm=iso >. Acesso em: 17 jun. 2014.

DOWNER, C.W. **Identification and modeling of important stream flow producing processes in watersheds**. 2002. 255p. Tese (PhD) – University of Connecticut, Storrs, 2002.

DOWNER, C.W.; OGDEN, F.L.; BYRD, A.R. **GSSHAWIKI User's Manual**, Gridded Surface Subsurface Hydrologic Analysis Version 4.0 for WMS 8.1. ERDC Technical Report, Engineer Research and Development Center. Vicksburg, Mississippi. 2008. Disponível em: < http://www.gsshawiki.com/GSSHA_User%27s_Manual>. Acesso em: 17 jun. 2014.

DUNFORD, E.; FLETCHER, P. Effect of removal of stream-bank vegetation upon water yield. **Transactions of the American Geophysical Union**, Washington, v. 28, n. 1, p. 105–110, 1947. Disponível em: <<http://coweeta.uga.edu/publications/1020.pdf>>. Acesso em: 4 out.2014.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 2006. 306p.

FERRAZ, S.F.B.; LIMA, W.D.P.; RODRIGUES, C.B. Managing forest plantation landscapes for water conservation. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 301, p. 58–66, 2013. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112712006123>>. Acesso em: 29 maio 2014.

FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; CICCIO, V. DE; CALVARCHO, J. DE. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 196, p. 26–46, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169497000152>>. Acesso em: 23/7/2014.

GONÇALVES, T.D. **Mapeamento de solos e de produtividade em plantações de *Eucalyptus grandis* na Estação Experimental de Itatinga, ESALQ com uso de geoprocessamentos**. 2003. 47p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, 2003.

GRANT, G.; LEWIS, S.; SWANSON, F.J.; CISSEL, J.; MCDONNELL, J. **Effects of forest practices on peak flows and consequent channel response: a state-of-science report for western Oregon and Washington**. Portland, 2008.76p.

GUPTA, H.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. **Journal of Hydrologic Engineering**, Reston, n. 4, p. 135–143, 1999. Disponível em: <[http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135))>. Acesso em: 25 jul. 2014.

HARR, R.D. Effects of timber harvest on streamflow in the rain-dominated portion of the Pacific Northwest. In: WORKSHOP ON SCHEDULING TIMBER HARVEST FOR HYDROLOGIC CONCERNS, 1979. Portland. **Anais...** Portland: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Region and Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, 1979. 45p.

HIBBERT, A. Forest treatment effects on water yield. INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY. 1967 New York **Anais...** New York: Pergamon Press, 1967. p.527–543. Disponível em: <http://www.fs.fed.us/rm/boise/AWAE/labs/awae_flagstaff/Hot_Topics/SierraAnchaEF/publications/hibbert_fortrtmnteffectswateryield.pdf>. Acesso em: 7ago.2014.

ISTOK, J.D.; BOERSMA, L. Effect of antecedent rainfall on runoff during low-intensity rainfall. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.88, p.329-342, 1986.

JOHNSON, R. The forest cycle and low river flows: a review of UK and international studies. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 109, p. 1–7, 1998. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811279800231X>>. Acesso em: 20 ago. 2014.

JONES, J.A. Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon. **Water Resources Research**, Washington, v. 36, n. 9, p. 2621–2642, 2000. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/2000WR900105>>. Acesso em: 14 abr. 2014.

JONES, J.A.; GRANT, G.E. Peak Flow Responses to Clear-Cutting and Roads in Small and Large Basins, Western Cascades, Oregon. **Water Resources Research**, Washington, v.32, n.4, p.959–974, 1996. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/95WR03493>>. Acesso em: 12 set 2014.

JULIEN, P.; SAGHAFIAN, B.; OGDEN, F. Raster-based hydrologic modeling of spatially-varied surface runoff. **Water Resources Bulletin**, Herndon, v. 31, n. 3, p. 523–536, 1995. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1752-1688.1995.tb04039.x/abstract>>. Acesso em: 18 set. 2014.

KALANTARI, Z.; LYON, S.W.; FOLKESON, L.; FRENCH, H.K.; STOLTE, J.; JANSSON, P.E.; SASSNER, M. Quantifying the hydrological impact of simulated changes in land use on peak discharge in a small catchment. **The Science of the total environment**, Amsterdam, v.466-467, p.741–54, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23973540>>. Acesso em: 24 jul 2014.

KRAUSE, P.; BOYLE, D.; BÄSE, F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. **Advances in Geosciences**, Zurich, v. 5, p. 89–97, 2005.

LEGATES, D.; MCCABE JR, G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources Research**, Washington, v. 35, n. 1, p. 233–241, 1999.

LIBARDI, P.L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo: EDUSP, 2005. 335p.

LIMA, W.D.P. Interceptação da chuva em povoamentos de eucalipto e de pinheiro. **IPEF**, Piracicaba, n. 13, p. 75–90, 1976.

LIMA, W.D.P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba, 2008. 246p.

LIMA, W.P.; LAPROVITERA, R.; FERRAZ, S.F.B.; RODRIGUES, C.B.; SILVA, M.M. Forest Plantations and Water Consumption: A Strategy for Hydrosolidarity. **International Journal of Forestry Research**, New York, v. 2012, p.1–8, 2012. Disponível em: <<http://www.hindawi.com/journals/ijfr/2012/908465/>>. Acesso em: 12 set 2014.

LOURENÇÃO, A. **Medição comparativa do escoamento superficial e do potencial de erosão pelo método de microparcels em mata ciliar restaurada e em outros tipos de solo**. 2006. 24p. Monografia (Engenharia Agrônômica - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

MAITRE, D.C. LE; SCOTT, D.F.; COLVIN, C. A review of information on interactions between vegetation and groundwater. **Water South Africa**, Pretória, v. 25, n. 2, p. 137–152, 1999.

MARTIN, C.; PIERCE, R. Clearcutting patterns affect nitrate and calcium in streams of New Hampshire. **Journal of Forestry**, Washington, n.5, p. 268 – 272, 1980. Disponível em: <<http://www.ingentaconnect.com/content/saf/jof/1980/00000078/00000005/art00011>>. Acesso em: 4 out. 2014.

MARTZ, L.W.; GARBRECHT, J. Numerical definition of drainage network and subcatchment areas from Digital Elevation Models. **Computers & Geosciences**, New York, v. 18, n. 6, p. 747–761, 1992. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/009830049290007E>>. Acesso em: 15 fev. 2014.

MINGOTI, R. **Efeitos da espacialização da cobertura florestal e da profundidade dos solos na produção de água de uma bacia hidrográfica**. 2012. 170p. Tese (Doutorado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012

MONTEITH, J.L. Evaporation and environment. In: FOGG, G.E. (Ed.). **Symposium of the Society for Experimental Biology**, The State and Movement of Water in Living Organisms, New York: Academic Press, 1965. v. 19, p. 205-234.

MORIASI, D.N.; ARNOLD, J.G.; LIEW, M.W. Van; BINGNER, R.L.; HARMEL, R.D.; VEITH, T.L. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007. Disponível em: <<http://swat.tamu.edu/media/1312/moriasimodeleval.pdf>>. Acesso em: 25 jul. 2014.

NASH, J.; SUTCLIFFE, J. River flow forecasting through conceptual models part I—A discussion of principles. **Journal of hydrology**, Amsterdam, v. 10, p. 282–290, 1970.

NEARY, D.G.; ICE, G.G.; JACKSON, C.R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, Amesterdam, v. 258, n. 10, p. 2269–2281, 2009. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112709003557>>. Acesso em: 29 maio 2014.

OGDEN, F.; SAGHAFIAN, B. Green and Ampt infiltration with redistribution. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, New Yoirk, v. 123, n. 5, p. 386–393, 1997. Disponível em: <[http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1997\)123:5\(386\)](http://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/(ASCE)0733-9437(1997)123:5(386))>. Acesso em: 21 jul. 2014.

SACRAMENTO NETO, O.B. **Balanço hídrico em plantios jovens de eucalipto na região de Belo Oriente – MG**. 2001. 77p. Tese (Doutorado em Meteorologia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2001.

SALEMI, L.F. **Dinâmica da água e do nitrogênio em áreas variáveis de afluência: um estudo de caso em uma microbacia coberta predominantemente por cana-de-açúcar**. 2014. 161p. Tese (Doutorado em Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

SALEMI, L.F.; GROPPPO, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; LIMA, W.P.; MARTINELLI, L.A. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 454-455, p. 195–202, 2012. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022169412004647>>. Acesso em: 9 jun. 2014.

SALEMI, L.F.; GROPPPO, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; LIMA, W.P.; MARTINELLI, L.A. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos d'água. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 69–80, 2011.

SARTORI, A.; NETO, F.L.; GENOVEZ, A.M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1 : Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 10, n. 4, p. 5–18, 2005.

SCOTT, D.F. Managing riparian zone vegetation to sustain streamflow : results of paired catchment experiments in South Africa. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v.29, p. 1149-1157, 1999.

SCOTT, D.F. On the hydrology of industrial timber plantations. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 19, n. 20, p. 4203–4206, 2005. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/hyp.6104>>. Acesso em: 16 jun 2014.

SHUTTLEWORTH, W.J. Evaporation. In: MAIDMENT, D.R. (Ed.). **Handbook of hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1993. chap.4, p.4.1-4.53

SIEMION, J.; BURNS, D.A.; MURDOCH, P.S.; GERMAIN, R.H. The relation of harvesting intensity to changes in soil, soil water, and stream chemistry in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, USA. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 261, n. 9, p. 1510–1519, 2011. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378112711000685>>. Acesso em: 4 out. 2014.

SILVA, M.M. **Dinâmica espaço-tempora das áreas variáveis de afluência da bacia do córrego do Cavalheiro**. 2012. 140p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba.

SOROOSHIAN, S.; GUPTA, V.K. Model Calibration. In: SINGH, V.J. (Ed.). **Computer models of watershed hydrology**, Colorado: Water Resources Publications, 2012. chap. 2, p. 23-68.

SPOLADOR, J.; SANCHES, L.; COSTA, M.H. Radiação fotossinteticamente ativa em uma floresta de transição cerrado-amazônica. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São José dos Campos, v. 21, n. 3b, p. 301–307, 2006.

STEDNICK, J.D. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 176, n. 1/4, p. 79–95, 1996. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0022169495027807>>. Acesso em: 18 jan. 2014.

THOMAS, R.B.; MEGAHAN, W.F. Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, Western Cascades, Oregon: A second opinion. **Water Resources Research**, Washington, v. 34, n. 12, p. 3393–3403, 1998. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1029/98WR02500>>. Acesso em: 15 ago. 2014.

TUCCI, C.E.M. Interceptação. In: _____. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Porto Alegre: UFRGS, 2009. cap. 6, p.243-249.

U.S.Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service (USDA-NRCS). **National Engineering Handbook**. chap.9. Washington: USDA-NRCS, 2004. 20p.

WALTER, M.T.; WALTER, M.F.; BROOKS, E S.; STEENHUIS, T.S.; BOLL, J.; WEILER, K. Hydrologically Sensitive Areas: Variable Source Area Hydrology Implications for Water Quality Risk Assessment. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 3, p. 277–284, 2000.

WIGMOSTA, M.; VAIL, L.; LETTERNMAIER, D. A distributed hydrology-vegetation model for complex terrain. **Water Resources Research**, Washington, v. 30, n. 6, p. 1665–1679, 1994. Disponível em: <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/94WR00436/full>>. Acesso em: 17 jun. 2014.

XU, X.; YANG, D. Analysis of catchment evapotranspiration at different scales using bottom-up and top-down approaches. In: LABEDZKI, L. (Ed.). **Frontiers of Architecture and Civil Engineering in China**, Pequim, v. 4, p. 65–77, 2010. Disponível em: <<http://link.springer.com/article/10.1007/s11709-010-0002-9>>. Acesso em: 26 ago. 2014.

YEO, I.-Y.; GORDON, S.I.; GULDMANN, J.-M. Optimizing Patterns of Land Use to Reduce Peak Runoff Flow and Nonpoint Source Pollution with an Integrated Hydrological and Land-Use Model. **Earth Interactions**, Boston, v. 8, n. 6, p. 1–20, 2004. Disponível em: <<http://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1087-3562%282004%29008%3C0001%3AOPOLUT%3E2.0.CO%3B2>>. .

ZHANG, L.; DAWES, W.; WALKER, G. **Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance**. Canberra, 1999.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A colheita florestal é uma das etapas que mais influenciam nas características dos recursos hídricos, mas também umas das práticas que podem ser manejadas para minimizar os efeitos dos reflorestamentos na bacia hidrográfica. Os resultados obtidos na microbacia do Tinga mostram que a colheita em mosaico pode alterar e reduzir os efeitos do manejo florestal na dinâmica hidrológica do riacho.

Na primeira parte do estudo foram utilizadas curvas de permanência e vazões mínimas de referência para analisar o consumo de água pela floresta na bacia. Esta metodologia se mostrou adequada para a quantificação do volume de água que está sendo utilizado pela floresta manejada e sua comparação com volumes de referência a serem deixados a jusante, e a partir destas informações tomar decisões a respeito da necessidade ou não de redução da cobertura florestal.

A simulação dos cenários de corte possibilitou estimar a proporção da bacia a ser manejada com plantio florestal de modo a não causar problemas hídricos aos usuários a jusante da bacia. Assim como o tempo em que este valor máximo a ser consumido é igualado ou excedido ao longo do tempo, possibilitando classificações de consumo como baixo, moderado ou elevado à medida que a porcentagem de tempo em que a vazão fica abaixo da referência for aumentando.

O modelo é dependente das características de evapotranspiração potencial da região e por isso responde linearmente a diminuição da cobertura florestal, podendo ser aplicado em decisões de manejo a partir de dados de monitoramento hidrológico.

Já a modelagem hidrológica distribuída de base física, mostrou que o deflúvio não é influenciado apenas pela transpiração da floresta, mas que as interações entre solo e água regulam o balanço hídrico nesta microbacia. Por meio destes resultados foi possível entender que o corte de áreas próximas ao canal de drenagem pode aumentar a quantidade de escoamento superficial que chegará ao riacho, o que é menos evidente nos cortes próximos aos divisores topográficos, uma vez que o escoamento possui um caminho maior a percorrer e menores quantidades chegam ao canal.

As simulações de cenários realizadas são importantes ferramentas no manejo das florestas uma vez que possibilitam conhecer as respostas e os impactos nos recursos hídricos que de outra forma seriam inviáveis de serem testadas. Portanto, a

modelagem hidrológica distribuída é uma ferramenta potente no estudo dos processos hidrológicos que ocorrem na bacia, no entanto é exatamente seu grau de detalhamento e complexidade de respostas que as tornam difíceis de serem utilizadas, e por vezes impossíveis de serem aplicadas. Considerando estas peculiaridades da ferramenta de modelagem, assim como a quantidade numerosa de parâmetros que são necessários para a modelagem, a utilização desta técnica se torna restrita a bacias que possuam séries históricas de vazão, e parâmetros físicos do solo e uso do solo necessários para a caracterização da área.

Diante das dificuldades encontradas na utilização dos modelos hidrológicos distribuídos, e buscando a generalização dos dados e aplicação da metodologia em novas áreas, é possível visualizar algumas recomendações práticas em relação à colheita em mosaico. Parece evidente que o corte em mosaico minimiza os efeitos dos plantios florestais nos recursos hídricos. O que pode ser alcançado pela intercalação de cobertura florestal em diferentes idades.

A partir deste estudo, algumas recomendações práticas a serem adotadas na colheita em mosaico são:

- utilização da curva de permanência para caracterizar o consumo de água nas bacias a partir de dados de monitoramento hidrológico;
- redução da quantidade de área coberta com floresta quando o consumo de água ultrapassar o limite máximo definido pelas vazões mínimas de referência;
- priorização do corte raso das áreas próximas dos divisores topográficos durante períodos de chuva para minimizar os impactos do escoamento superficial;
- manutenção das zonas ripárias devidamente protegidas com vegetação nativa para redução dos impactos, e aumento da proteção das áreas hidrologicamente sensíveis para evitar os impactos do escoamento superficial.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Dados obtidos em laboratório dos pontos amostrados para o cálculo das curvas de permanência da água no solo

Amostra	Tipo de Solo	Peso (g)					Peso do solo seco (g)	Tara do anel (g)	Volume do Anel (cm³)	Densidade (g,cm³)	Umidade (cm³,cm³)				
		Saturada	10 kPa	30 kPa	100 kPa	1500 kPa					Saturada	10 kPa	30 kPa	100 kPa	1500 kPa
1A	LVd-1 ⁽¹⁾	145,10	136,42	133,57	132,09	130,26	121,19	38,15	55,92	1,48	0,43	0,27	0,22	0,19	0,16
1B	LVd-1 ⁽¹⁾	143,51	132,86	130,02	128,14	126,36	117,98	38,41	56,11	1,42	0,45	0,27	0,21	0,18	0,15
2A	LVd-1 ⁽¹⁾	145,77	141,00	139,35	137,86	135,40	122,84	38,29	55,92	1,51	0,41	0,32	0,30	0,27	0,22
2B	LVd-1 ⁽¹⁾	149,50	144,47	142,54	140,65	137,72	125,31	38,61	55,92	1,55	0,43	0,34	0,31	0,27	0,22
3A	LVAAd ⁽²⁾	149,45	138,13	135,81	134,53	133,08	127,93	38,30	56,11	1,60	0,38	0,18	0,14	0,12	0,09
3B	LVAAd ⁽²⁾	148,30	135,48	133,59	132,47	131,16	125,98	38,29	55,92	1,57	0,40	0,17	0,14	0,12	0,09
4A	LVAAd ⁽²⁾	145,73	133,45	131,34	129,89	128,18	122,00	38,62	56,11	1,49	0,42	0,20	0,17	0,14	0,11
4B	LVAAd ⁽²⁾	148,25	137,88	135,65	134,29	132,71	126,96	38,66	56,11	1,57	0,38	0,19	0,15	0,13	0,10
5A	LVd-1 ⁽¹⁾	146,14	135,02	132,75	131,46	130,20	123,55	38,69	56,11	1,51	0,40	0,20	0,16	0,14	0,12
5B	LVd-1 ⁽¹⁾	145,66	136,10	133,17	131,52	129,89	122,67	38,31	55,92	1,51	0,41	0,24	0,19	0,16	0,13
6A	LVAAd ⁽²⁾	142,07	130,21	127,82	126,50	125,10	117,65	38,71	55,92	1,41	0,44	0,22	0,18	0,16	0,13
6B	LVAAd ⁽²⁾	146,40	134,36	132,07	130,83	129,50	122,15	38,78	56,11	1,49	0,43	0,22	0,18	0,15	0,13
7A	LVAAd ⁽²⁾	149,50	138,01	135,86	134,64	133,37	127,57	38,63	55,92	1,59	0,39	0,19	0,15	0,13	0,10
7B	LVAAd ⁽²⁾	148,66	136,62	134,33	133,08	131,61	125,70	38,70	56,11	1,55	0,41	0,19	0,15	0,13	0,11
8A	LVd-1 ⁽¹⁾	149,06	142,47	140,91	139,64	138,03	130,39	38,29	55,92	1,65	0,33	0,22	0,19	0,17	0,14
8B	LVd-1 ⁽¹⁾	142,03	131,17	129,54	128,41	127,00	119,04	44,48	56,11	1,33	0,41	0,22	0,19	0,17	0,14

Obs: (1) LVd – 1: Latossolo Vermelho Distrófico típico; (2) LVAAd: Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico

APÊNDICE B – Dados para o cálculo da condutividade hidráulica do solo com base nos parâmetros obtidos no laboratório para cada um dos pontos amostrados

Amostra	Tipo de Solo	Volume (cm ³)	Tempo (min)	Altura (cm)	Diâmetro (cm)	L = Dx (cm)	Área (cm ²)	k0 (cm,h ⁻¹)
1A	LVd-1 ⁽¹⁾	132	21	2,10	6,98	7,10	38,26	7,61
1B	LVd-1 ⁽¹⁾	92	21	2,20	6,98	7,10	38,26	5,24
2B	LVd-1 ⁽¹⁾	26	30	2,20	6,98	7,10	38,26	1,04
3A	LVd-1 ⁽¹⁾	185	21	2,30	6,98	7,10	38,26	10,43
3B	LVAAd ⁽²⁾	278	20	2,10	6,98	7,10	38,26	16,82
4A	LVAAd ⁽²⁾	139	20	2,10	6,98	7,10	38,26	8,41
4B	LVAAd ⁽²⁾	124	20	2,00	6,98	7,10	38,26	7,59
5A	LVAAd ⁽²⁾	114	27	2,00	6,98	7,10	38,26	5,17
5B	LVd-1 ⁽¹⁾	216	27	2,40	6,98	7,10	38,26	9,38
6A	LVd-1 ⁽¹⁾	561	27	2,00	6,98	7,10	38,26	25,42
6B	LVAAd ⁽²⁾	178	27	1,90	6,98	7,10	38,26	10,79
7A	LVAAd ⁽²⁾	190	21	2,20	6,98	7,10	38,26	10,83
7B	LVAAd ⁽²⁾	400	27	2,00	6,98	7,10	38,26	18,12
8A	LVAAd ⁽²⁾	38	20	2,10	6,98	7,10	38,26	2,30
8B	LVd-1 ⁽¹⁾	202	30	2,20	6,98	7,10	38,26	8,06

Obs: (1) LVd – 1: Latossolo Vermelho Distrófico típico; (2) LVAAd: Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico

APÊNDICE C – Parâmetros de solos obtidos por meio da curva de retenção da água no solo para cada ponto amostrado

Amostra	Tipo de solo	Porosidade (m ³ /m ³)	Índice de distribuição dos poros (cm/cm)	Umidade residual (m ³ /m ³)	Umidade inicial do solo (m ³ /m ³)	Capacidade de campo (m ³ /m ³)	Ponto de murcha permanente (m ³ /m ³)	Potencial matricial na frente de umedecimento (cm) ⁽³⁾
1A	LVd-1 ⁽¹⁾	0,43	0,57	0,16	0,15	0,19	0,16	23,9
1B	LVd-1 ⁽¹⁾	0,45	0,57	0,15	0,22	0,18	0,15	23,9
2A	LVd-1 ⁽¹⁾	0,41	0,42	0,22	0,22	0,27	0,22	23,9
2B	LVd-1 ⁽¹⁾	0,43	0,42	0,22	0,12	0,27	0,22	23,9
5A	LVAAd ⁽²⁾	0,40	0,60	0,12	0,13	0,14	0,12	21,9
5B	LVAAd ⁽²⁾	0,41	0,60	0,13	0,14	0,16	0,13	21,9
8A	LVAAd ⁽²⁾	0,33	0,48	0,14	0,14	0,17	0,14	21,9
8B	LVAAd ⁽²⁾	0,41	0,51	0,14	0,09	0,17	0,14	21,9
3A	LVd-1 ⁽¹⁾	0,38	0,58	0,09	0,09	0,12	0,09	23,9
3B	LVd-1 ⁽¹⁾	0,40	0,55	0,09	0,11	0,12	0,09	23,9
4A	LVAAd ⁽²⁾	0,42	0,52	0,11	0,10	0,14	0,11	21,9
4B	LVAAd ⁽²⁾	0,38	0,55	0,10	0,13	0,13	0,10	21,9
6A	LVAAd ⁽²⁾	0,44	0,59	0,13	0,13	0,16	0,13	21,9
6B	LVAAd ⁽²⁾	0,43	0,59	0,13	0,10	0,15	0,13	21,9
7A	LVd-1 ⁽¹⁾	0,39	0,59	0,10	0,11	0,13	0,10	23,9
7B	LVd-1 ⁽¹⁾	0,41	0,57	0,11	0,00	0,13	0,11	23,9

Obs: (1) LVd – 1: Latossolo Vermelho Distrófico típico; (2) LVAAd: Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico

(3) Downer, Ogden e Byrd (2008)

APÊNDICE D – Funções utilizadas no cálculo dos índices de avaliação da calibração manual as seguintes equações (eq, 1 a 5):

- Coeficiente de determinação de Bravais-Pearson “ r^2 ”

$$r^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \right]^2 \quad (1)$$

onde,

O = valores observados;

P = valores preditos,

- Índice de eficiência “E” de Nash-Sutcliffe

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (2)$$

onde,

O = valores observados;

P = valores preditos,

- Logaritmo do índice de eficiência “ E_{ln} ”

$$E_{ln} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\ln O_i - \ln P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (\ln O_i - \overline{\ln O})^2} \quad (3)$$

onde,

O = valores observados;

P = valores preditos,

- Índice de Willmot “d”

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad (4)$$

onde,

O = valores observados;

P = valores preditos,

- PBIAS

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)(100)}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \right] \quad (5)$$

onde,

O = valores observados;

P = valores preditos,

ANEXOS

ANEXO A – Equações utilizadas no cálculo da evapotranspiração potencial, baseado no método de Penman-Monteith/FAO (Allen *et al.*, 1998).

O coeficiente psicométrico (γ) foi calculado com base na eq.2:

$$\gamma = \frac{c_p \cdot P}{\varepsilon \cdot \lambda} \quad (2)$$

onde,

γ = constante psicométrica (kPa °C⁻¹);

P = pressão atmosférica (kPa);

λ = calor latente de vaporização (MJ kg⁻¹);

c_p = calor específico de pressão constante (MJ kg⁻¹ °C⁻¹);

ε = taxa do peso molecular do vapor da água pelo ar seco.

A pressão atmosférica foi calculada com base na eq. 3:

$$P = 101,3 \cdot \left(\frac{293 - 0,0065 \cdot \text{Altitude}}{293} \right)^{5,26} \quad (3)$$

onde,

P = pressão atmosférica (Mak *et al.*);

Altitude = elevação a cima do nível do mar, em metros.

Para obter as pressões de vapor, saturação (e_s) e atual (e_a), foram utilizados as equações 4 e 5, respectivamente:

$$e_s = \frac{e^0(T_{max}) + e^0(T_{min})}{2} \quad (4)$$

onde,

e_s = pressão de saturação do vapor média diária [kPa];

$e^0(T)$ = pressão de saturação do vapor na temperatura T do ar (Mak *et al.*);

T = temperatura do ar (°C).

$$e_a = \frac{e^0(T_{min}) \cdot \frac{RH_{max}}{100} + e^0(T_{max}) \cdot \frac{RH_{min}}{100}}{2} \quad (5)$$

onde,

e_a = pressão atual de vapor media diária [kPa];

RH = umidade relativa (%).

A declividade da curva de pressão do vapor no ponto de T (Δ) foi obtida com o cálculo da eq. 6:

$$\Delta = \frac{4098. \left[0,610 \exp. \left(\frac{17,27 T}{(T + 237,3)^2} \right) \right]}{(T + 237,3)^2} \quad (6)$$

onde,

Δ = declividade da curva de pressão do vapor na temperatura T do ar (kPa °C⁻¹),

T = temperatura do ar (°C).

O método modificado pela FAO (Allen *et al.*, 1998) assume que a velocidade do vento (u_2) foi média a 2 metros de altura. A torre de fluxo variou sua altura à medida que a vegetação crescia, para 2009 foi utilizada uma altura de 35 metros, e para 2010, 2011 e 2012 foi utilizada 22 metros. Portanto, para o cálculo de velocidade do vento a diferentes alturas, foi utilizada a eq. 7.

$$u_2 = u_z \cdot \frac{4,87}{\ln(67,8 z - 5,42)} \quad (7)$$

onde,

u_2 = velocidade do vento a 2 metros do solo (m.s⁻¹);

u_z = velocidade do vento a Z metros do solo (m.s⁻¹);

z = altura medida acima do solo (m).

ANEXO B - Processos simulados no GSSHA e os dados de entrada necessários

(continua)

Processos	Nome	Símbolo	Unidade
Escoamento superficial	Índice de rugosidade de Manning	n	s,m ^{-1/3}
Interceptação	Capacidade de Armazenamento	a	mm
	Coeficiente de Interceptação	b	-
Retenção	Lâmina de Retenção (mm)	d _{retencao}	mm
Evapotranspiração	Albedo	-	-
	Altura da Vegetação	h	m
	Coeficiente de Radiação	-	-
	Resistencia Estomática do dossel	-	s·m ⁻¹
Infiltração da água na zona não saturada	Condutividade Hidráulica	K _s	cm·hora ⁻¹
	Potencial matricial na frente de umedecimento	ψ _f	cm
	Porosidade total	θ _s	m ³ ·m ⁻³
	Umidade Residual	θ _r	m ³ ·m ⁻³
	Umidade Inicial do solo	θ _i	m ³ ·m ⁻³
	Umidade no ponto de murcha permanente	θ _{wp}	m ³ ·m ⁻³
	Umidade no ponto de capacidade de Campo	θ _{fc}	m ³ ·m ⁻³
	Índice de Distribuição de tamanho de poros	λ	cm·cm ⁻¹
	Formato e dimensões do canal por trecho	-	-
Escoamento no canal	Índice de rugosidade de Manning por trecho	n	s,m ^{-1/3}
	Condutividade hidráulica saturada do sedimento no fundo da calha do canal	K _{s_canal}	cm,h ⁻¹

ANEXO B - Processos simulados no GSSHA e os dados de entrada necessários

(conclusão)

Processos	Nome	Símbolo	Unidade
	Espessura do sedimento no fundo da calha do canal	M_{canal}	cm
	Condutividade hidráulica saturada da zona saturada	K_{s_gw}	cm, h^{-1}
Zona saturada	Porosidade total da zona saturada	θ_{s_gw}	$\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$
	Altitude do topo rochoso	-	m
	Altitude do lençol freático	-	m

Fonte: Downer, Ogden e Byrd (2008)

ANEXO C – Métodos e técnicas de aproximação utilizados no modelo hidrológico para o presente estudo

Processos	Métodos e técnicas de aproximação
Interceptação	Método empírico com dois parâmetros
Retenção	Lâmina retida especificada
Evapotranspiração	Penman-Monteith
Infiltração da água na zona não saturada	Green & Ampt com redistribuição (GAR)
Escoamento superficial	Onda difusa 2-D com algoritmo explícito alterando as direções (ADE)
Escoamento e amortecimento no canal	Onda difusa 1-D com gradiente de declividade explícito
Escoamento subterrâneo	Trescott-Larson
Interação zona saturada e canal	Lei de Darcy
Exfiltração	Lei de Darcy
Umidade do solo na zona não saturada	Modelo de duas camadas

Fonte: Downer, Ogden e Byrd (2008)

ANEXO D – Equações utilizadas no cálculo da evapotranspiração potencial pelo modelo GSSHA (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008),

A constante psicométrica (γ) foi calculado com base na eq,1:

$$\gamma = \frac{c_p P}{\varepsilon \beta} \quad (1)$$

onde,

P = pressão atmosférica (kPa);

ε = razão molecular de proporção vapor da água pelo ar seco,

A declividade da curva de pressão do vapor (Δ) foi obtida por meio da eq, 2:

$$\Delta = \frac{4098, e_i}{237,3 + T} \quad (2)$$

onde,

T = temperatura média do dia (°C),

Para o cálculo da resistência aerodinâmica para o transporte do vapor d'água da superfície do nível de referência (r_a) foi utilizada a eq, :

$$r_a = \frac{\ln \left[\frac{(Z_u - m)}{Z_{om}} \right] \ln \left[\frac{(Z_e - m)}{Z_{ov}} \right]}{(0,41)^2 U_z} \quad (3)$$

onde,

Z_u = altura de medição da velocidade do vento (m);

Z_e = altura de medição da umidade do vento (m);

U_z = velocidade do vento (m, s^{-1});

$m = 0,67, h_c$, sendo que h_c é a altura média do dossel (m);

$Z_{om} = 0,123, h_c$;

$Z_{ov} = 0,0123, h_c$,

A radiação líquida (R_n) é obtida pelo método através da eq,4:

$$R_n = (R_1 - R_s) - G \quad (4)$$

onde,

R_1 = radiação líquida de ondas curtas ao nível de referência (w, m^{-2});

R_s = radiação líquida de ondas curtas na superfície do solo (w, m^{-2});

G = fluxo de calor no solo (w, m^{-2}),

ANEXO E – Caracterização dos percentis de precipitação

(continua)

Percentil	Data	Precipitação total (mm)	Precipitação máxima (mm)	Tempo (hora)	Intensidade (mm/h)
1	4/25/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	4/29/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	5/12/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	5/19/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	5/26/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	9/30/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	10/3/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	10/7/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	10/24/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	10/26/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	10/31/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	11/16/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	11/20/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	11/22/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	11/26/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	11/30/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	12/6/2010	0,25	0,25	1,50	0,17
1	6/10/2010	0,51	0,25	3,00	0,17
Média		0,27	0,25		
2	12/25/2010	0,51	0,25	2,00	0,25
2	11/18/2010	0,51	0,51	1,50	0,34
2	10/23/2010	0,76	0,51	5,50	0,14
2	10/18/2010	0,76	0,25	4,00	0,19
2	11/16/2010	1,02	0,51	6,50	0,16
2	9/29/2010	1,02	0,51	3,50	0,29
2	5/9/2010	1,02	0,51	3,00	0,34
2	6/16/2010	1,02	1,02	1,50	0,68
2	7/16/2010	1,27	0,51	5,00	0,25
2	9/24/2010	1,27	0,51	3,00	0,42
2	4/4/2010	1,27	1,27	1,50	0,85
2	9/23/2010	1,27	1,27	1,50	0,85
2	12/23/2010	1,78	0,51	5,00	0,36
2	10/22/2010	1,78	1,78	1,50	1,19
2	12/3/2010	2,29	1,27	5,50	0,42
2	9/28/2010	2,29	1,02	3,50	0,65
2	5/11/2010	2,54	1,27	2,50	1,02
2	7/16/2010	3,56	1,02	3,50	1,02
Média		1,44	0,80		
3	9/7/2010	4,06	1,27	9,50	0,43
3	6/22/2010	4,83	3,56	5,50	0,88
3	11/17/2010	5,08	4,06	5,00	1,02

ANEXO E – Caracterização dos percentis de precipitação

(conclusão)

Percentil	Data	Precipitação total (mm)	Precipitação máxima (mm)	Tempo (hora)	Intensidade (mm/h)
3	12/2/2010	5,59	2,54	7,00	0,80
3	5/30/2010	5,59	2,79	4,00	1,40
3	4/27/2010	6,10	3,30	2,50	2,44
3	5/18/2010	7,11	2,29	7,00	1,02
3	10/7/2010	7,37	5,84	6,00	1,23
3	4/6/2010	7,62	2,29	7,00	1,09
3	12/14/2010	7,87	3,81	8,00	0,98
3	10/1/2010	8,13	2,79	3,50	2,32
3	11/30/2010	8,38	3,81	2,50	3,35
3	12/18/2010	8,89	4,06	9,50	0,94
3	11/5/2010	9,91	4,06	16,00	0,62
3	11/22/2010	10,67	3,56	4,00	2,67
3	9/27/2010	10,92	1,78	11,50	0,95
3	12/14/2010	11,43	4,32	10,50	1,09
3	12/21/2010	12,19	5,08	14,50	0,84
Média		7,87	3,40		
4	12/17/2010	15,24	10,41	14,50	1,05
4	12/22/2010	15,75	3,81	12,50	1,26
4	10/15/2010	16,51	5,59	7,00	2,36
4	4/2/2010	17,27	1,52	23,50	0,73
4	11/25/2010	19,56	11,18	6,50	3,01
4	10/2/2010	20,83	10,92	16,00	1,30
4	5/8/2010	22,10	3,81	20,00	1,10
4	10/30/2010	22,61	8,89	10,50	2,15
4	4/23/2010	25,40	14,22	9,00	2,82
4	6/4/2010	25,40	8,64	9,50	2,67
4	10/25/2010	28,20	20,83	3,00	9,40
4	9/26/2010	29,21	4,57	26,50	1,10
4	12/5/2010	31,24	14,73	7,00	4,46
4	12/16/2010	33,27	7,11	19,50	1,71
4	12/26/2010	39,63	29,72	6,00	6,60
4	7/13/2010	46,99	4,32	59,50	0,79
4	12/11/2010	50,81	24,64	6,50	7,82
4	12/12/2010	84,32	35,05	26,00	3,24
Média		30,24	12,22		