

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

**Dinâmica espaço-temporal das áreas variáveis de afluência da bacia do
córrego do Cavalheiro**

Michel Metran da Silva

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

**Piracicaba
2012**

Michel Metran da Silva
Bacharel e Licenciado em Ciências Biológicas

**Dinâmica espaço-temporal das áreas variáveis de afluência da bacia do
córrego do Cavalheiro**

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
Mestre em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2012**

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

Silva, Michel Metran da

Dinâmica espaço-temporal das áreas variáveis de afluência da bacia do córrego do Cavalheiro / Michel Metran da Silva. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2012.

142 p: il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2012.

1. Áreas de preservação permanente 2. Áreas variáveis de afluência 3. Bacia hidrográfica 4. Escoamento superficial 5. Probabilidade de saturação 6. Zonas ripárias
I. Título

CDD 333.91
S586d

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

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais e irmã, que sempre apoiaram minhas decisões, quaisquer que fossem elas, sempre por perto, mesmo estando longe.

Ao meu orientador, Prof. Silvio Ferraz, pela confiança depositada e paciência durante a realização desse trabalho.

Ao Rafael Mingoti, sempre com grandes contribuições, ensinamentos, conceitos, teorias, argumentos, idéias, fórmulas, modelos...

Aos outros professores que contribuíram para minha formação: Ricardo Rodrigues, Sergius Gandolfi, Pedro Brancalion, Miguel Cooper, Gerd Sparovek, Walter de Paula Lima e, como não poderia deixar de esquecer, o Reinaldo Monteiro, que me acompanhou nos primeiros passos da vida acadêmica.

A todos os amigos que fiz no LERF, que me receberam nessa escola bicolor, as vezes até monocromática, e tornaram a vida mais alegre e divertida. Em especial, à Cris Yuri e Julia Pernambucana, que sempre estiveram perto nos momentos mais complicados, e em tantos outros mais divertidos!

Aos amigos do LHF, que partilharam conhecimentos e experiências. Carol: agradeço demais por tudo que você me ajudou, sem palavras!

Aos amigos que fiz nessa vida de Pira, e da ESALQ: Pelegrino, Granito, Javier, Urso, Fabiano... e por ai vai...

A todos os minhocas, da terra — Terra do Nunca — que se fazem presentes, ou não: Sareco, Santos, Rodrigão, Vi, Pré, Du, Xi, Aline, Luiza, Careca, Jabuti, Rê, Mi, Tum... entre tantos outros.

Por último, Elise Mazon, companheira que esteve presente em todos os passos que dei: desde os tropeços e tropicões os quais me ajudou a levantar, os passeios tranquilos nos quais tive o prazer de te ter ao meu lado, os saltos que representam as mudanças abruptas na minha vida, e por fim, as corridas e maratonas, que tive de fazer para encerrar mais essa etapa.

Agradeço imensamente...

Nossas preciosas matas vão desaparecendo, vítimas do fogo e do machado destruidor da ignorância e do egoísmo. Nossos montes e encostas vão-se escalvando diariamente, e com o andar do tempo faltarão as chuvas fecundantes, que favorecem a vegetação e alimentam nossas fontes e rios [...] Virá então esse dia, terrível e fatal, em que a ultrajada natureza se ache vingada de tantos erros e crimes cometidos.

José Bonifácio, 1823

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT	11
LISTA DE FIGURAS	13
LISTA DE TABELAS	17
1 INTRODUÇÃO	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	23
2.1 Áreas Variáveis de Afluência e a Geração de Escoamento	25
2.1.1 Zonas Ripárias	29
2.1.2 Áreas Hidrologicamente Sensíveis.....	31
2.2 Delimitação das Áreas Variáveis de Afluência	33
2.2.1 Índice Topográfico.....	33
2.2.2 Modelos Hidrológicos	35
2.3 AVAs e AHS em Regiões Tropicais	41
2.4 Áreas de Preservação Permanente	41
2.5 Ferramentas de Manejo	43
3 OBJETIVOS	47
4 MATERIAL E MÉTODOS	49
4.1 Modelo Hidrológico GSSHA	49
4.1.1 Evapotranspiração	49
4.1.2 Interceptação.....	50
4.1.3 Retenção	50
4.1.4 Infiltração.....	51
4.1.5 Escoamento Superficial.....	52
4.1.6 Dados de Saída do GSSHA (<i>Outputs</i>)	53
4.2 Área de Estudo.....	54
4.3 Uso do Solo	55
4.4 Solos	57
4.5 Dados Meteorológicos.....	62
4.5.1. Dados Pluviométricos.....	65

4.6 Dados Fluviométricos	67
4.7 Modelo Digital do Terreno.....	68
4.8 Variável Substituta: Índice Topográfico.....	69
4.9 Delimitação das Áreas Hidrologicamente Sensíveis.....	71
4.10 Cenários de Restauração Florestal.....	72
4.10.1 Cenário Atual	72
4.10.2 Cenário AVA	72
4.10.3 Cenário Código Florestal	73
4.11 Calibração.....	73
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	79
5.1 Calibração.....	79
5.2 Parâmetros Utilizados.....	81
5.3 Balanço Hídrico	86
5.4 Distribuição Espacial do Escoamento Superficial	89
5.5 As Áreas Variáveis de Afluência	92
5.6 As Áreas de Preservação Permanente.....	98
5.7 Avaliação do Índice Topográfico como Variável Substituta	104
5.8 Implicações para manutenção de Recursos Hídricos e Ambientais	108
6 CONCLUSÕES.....	111
REFERÊNCIAS	113
APÊNDICES	129

RESUMO

Dinâmica espaço-temporal das áreas variáveis de afluência da bacia do córrego do Cavalheiro

As áreas variáveis de afluência (AVAs) são dinâmicas, apresentando expansão das áreas saturadas durante os eventos de chuva, geralmente próximas aos cursos d'água e, no momento que a chuva cessa, estas áreas saturadas se contraem. O escoamento superficial ocorre nessas áreas devido ao excesso de saturação, provocado pelo aumento do volume d'água armazenado no perfil de solo e, extravasamento nas áreas com solos rasos, próxima aos rios. Dessa forma, faz-se necessário quantificar o processo de escoamento superficial para a correta delimitação das AVAs. A utilização dos modelos hidrológicos para essa finalidade teve início após legislação estadunidense que define níveis máximos permitidos para poluição difusa. Diversos modelos foram desenvolvidos para quantificar a entrada de poluentes nos corpos hídricos, entretanto não havia maneira precisa de localizar as áreas variáveis de afluência, sendo estas as mais propensas a carrear os contaminantes. Somente através da utilização de modelos hidrológicos distribuídos foi possível considerar o componente espacial, ou seja, a localização exata da ocorrência dos processos hidrológicos, e sua inter-relação com uso de solo e tipo de solo, permitindo testar diferentes cenários avaliando quais áreas convertidas em florestas contribuiriam para maior ganho de serviços ecossistêmicos relacionados à manutenção de recursos hídricos. Portanto, foram modelados 3 cenários: o cenário atual, o cenário AVA e o cenário Código Florestal. O primeiro representa a situação atual do uso do solo, e fornece base para comparação com outros cenários. A probabilidade de saturação para este cenário foi definida com uso do modelo hidrológico GSSHA, permitindo delimitar as áreas variáveis de afluência e criar o cenário AVA, o qual simula a restauração florestal em todas as áreas variáveis de afluência. Por último, foi modelado o cenário Código Florestal, que simula a restauração florestal das áreas de preservação permanentes (APPs), com a função de avaliar quais os impactos para a manutenção dos recursos hídricos caso seja cumprido o Código Florestal (Lei nº. 4.711/65) e sejam restauradas todas as áreas de preservação permanente. Os resultados mostram que a restauração das AVA, com alteração de apenas 4,04% da área total da bacia, aumentaria em 48% a infiltração da água no solo, eliminando a geração de escoamento superficial em áreas agrosilvopastoris e conseqüente carregamento de poluentes provenientes dessas áreas. A restauração das APPs representa uma alteração de 9,36% da área da bacia e promove a recuperação da dinâmica de expansão e contração das nascentes da bacia hidrográfica, que garante redução da vazão e atraso do pico de vazão, evitando respostas hidrológicas hortonianas na bacia hidrográfica. Ambos cenários apresentam benefícios para manutenção dos recursos hídricos. As áreas de preservação permanente apresentam papel significativo na proteção dos recursos hídricos, protegendo mais de 60% das AVAs e sendo de fácil delimitação. A utilização do índice topográfico como variável substituta à modelagem hidrológica apresentou correlação de $\sim 0,33$, que permite utilizar o índice para uma análise exploratória, porém insuficiente para delimitar as áreas variáveis de afluência.

Palavras-chave: Modelagem hidrológica distribuída; Áreas variáveis de afluência; Áreas de preservação permanente; Zonas ripárias: Escoamento superficial; Probabilidade de saturação

ABSTRACT

Spatio-temporal dynamics of variable source areas of Cavalheiro's watershed

The variables source areas (VSA) are dynamic, showing expansion of saturated areas during rain events, usually near to streams and, at the time the rain stops, these saturated areas contract. Runoff occurs in these areas due to saturation excess overland flow, caused by increased of stored volume water in the soil profile, and extravasation in areas with shallow soils, next to streams. Thus, it is necessary to quantify the process of runoff for the correct delineation of VSA. The use of hydrological models for this purpose began after U.S. law which sets maximum permitted levels for diffuse pollution. Several models have been developed to quantify the entry of pollutants in water bodies, however there was no accurate way to pinpoint variables source areas, which are the most likely to carrying contaminants. Only through the use of distributed hydrological models was possible to consider the spatial component, in other words, the exact location of the occurrence of hydrological processes and their interrelationship with land use and soil type, allowing you to test different scenarios by assessing which areas converted to forests contribute to greater gains in ecosystem services related to maintenance of water resources. Therefore, were evaluated three scenarios: the actual scenario, the VSA scenario and the Forest Code scenario. The first one represents the current state of land use and provides a basis for comparison with other scenarios. The probability of saturation for this scenario was defined using the hydrological model GSSHA, allowing to delimit variables source areas and to create the VSA scenario, which simulates forest restoration in all variables source areas. Finally, was modeled the Forestry Code scenario, which simulates forest restoration of permanent preservation areas (PPA), whose function is to assess the impacts for the maintenance of water resources if it complied the Forest Code (Law nº. 4.711/65) and restored all permanent preservation areas. The results show that the restoration of the VSA, with only a 4,04% change of the total area of the watershed, it would increase in 48% water infiltration into the soil, eliminating the generation of surface runoff and consequent carry pollutants from these areas. The restoration of the PPA represents a change of 9,36% of the watershed area and promotes the recovery of dynamic expansion and contraction of the headwaters of the watershed, which ensures reduction in flow rate and delay peak flow, avoiding answers hortonian in the hydrological basin. Both scenarios provide benefits for maintenance of water resources. The permanent preservation areas have significant role in protecting water resources, protecting more than 60% of VSA and being easy delimitation. The use of topographic index as surrogate parameter correlated to the hydrological modeling of $\sim 0,33$, which allows use the index to an exploratory analysis, but insufficient to delineate the variables source areas.

Keywords: Distributed hydrological modeling; Variable source areas; Permanent preservation areas; Riparian areas; Runoff; Probability of saturation

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Representação dos processos hidrológicos envolvidos no ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica esquemática, contendo as principais entradas e saídas desse sistema, assim como os processos físicos que o regulam 23
- Figura 2 – Dados de vazão, representado pelo hidrograma, confrontado com dados de precipitação, representado pelo hietograma, em um evento hipotético de chuva. O aumento da vazão ocorre após o início da chuva, sendo possível fazer a separação entre escoamento direto, decorrente da chuva efetiva, e o escoamento base. Adaptado de Hewlett (1982)..... 24
- Figura 3 – Diagrama do modelo empírico proposto por Hewlett e Hibbert (1967), indicando a fonte das áreas geradoras de escoamento direto, em uma bacia florestada, com um tipo de solo uniforme. A interação dos fatores ilustra os processos que definem o conceito de áreas variáveis de afluência Adaptado de Hewlett e Hibbert (1967) 27
- Figura 4 – Esquema que sintetiza a dinâmica do conceito de área parcial de contribuição, que consolida a visão de área variável de afluência, proposta por Hewlett e Hibbert (1967). Adaptado de Hewlett (1982) 28
- Figura 5 – Variação temporal das áreas hidrológicamente sensíveis, de acordo com a probabilidade de saturação. Adaptado de Agnew *et al.* (2006) 32
- Figura 6 – Representação dos processos do ciclo hidrológico simulados em um modelo hidrológico distribuído. Os processos são calculados para todos os *pixels*. Adaptado de Mehta *et al.* (2004)..... 40
- Figura 7 – Distâncias mínimas estabelecidas pelo Código Florestal para a delimitação das áreas de preservação permanente, localizada ao redor dos cursos d’água e corpos d’água 42
- Figura 8 – Sobreposição de áreas variáveis de afluência (em verde) com as áreas de preservação permanente (em vermelho) evidenciando quais áreas, do ponto de vista hidrológico, são relevantes para a proteção e quais áreas são legalmente protegidas. Retirado de Zakia (1998)..... 43
- Figura 9 – Subsídios teóricos necessários para a utilização dos conceitos de áreas variáveis de afluência e áreas hidrológicamente sensíveis na formulação de ferramentas de manejo em bacias hidrográficas 45
- Figura 20 – Ilustração da discretização do perfil de solo para resolução da infiltração pela equação de Richards (1931) 52
- Figura 10 – Localização da bacia do córrego do Cavalheiro, em vermelho, no contexto do estado de São Paulo (D), da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (C), e da bacia do rio Corumbataí (A). Em B é apresentada a delimitação da bacia do córrego do Cavalheiro sobre uma imagem de satélite e em E é

apresentado o perfil altitudinal que intersecta a bacia do córrego do Cavalheiro na região das cuestas basálticas.....	54
Figura 11 – Proporção entre usos do solo na bacia do córrego do Cavalheiro. Importante notar que a classe “Pasto Limpo” é predominante na paisagem, com mais de 50% de ocupação em todos os anos (PITON; CUNHA, 2009b)	55
Figura 12 – Mapa de Uso do Solo da bacia do córrego do Cavalheiro, vetorizado a partir da imagem de satélite <i>GeoEye-1</i> , do dia 10 de Novembro de 2010.....	56
Figura 13 – Em A, o mapa de solos do IAC, quadrícula São Carlos, escala 1:100.000, para a bacia do córrego do Cavalheiro. Em B, o mapa vetorizado a partir dos mapas de solos do IAC ...	58
Figura 14 – Fluxograma de trabalho para confecção do banco de dados de solos necessário para obtenção dos parâmetros a serem utilizados em modelos hidrológicos baseados em processo. O <i>software</i> Qualisolo gerou os parâmetros da curva de retenção descrita por van Genuchten (1980) e Arya e Paris (1981) para cada tipo de solo. Com uso do <i>software</i> Microsoft Excel, foram obtidos os parâmetros da curva de retenção de Brooks e Corey (1964), modificada por Hutson e Cass (1987). Os parâmetros de condutividade hidráulica foram obtidos com o <i>software</i> Rosetta	62
Figura 15 – Relação entre a precipitação medida na estação pluviométrico localizada no município de Rio Claro, no Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA) e na estação pluviométrica D4-035, localizada no município de Analândia	67
Figura 16 – Separação do hidrograma obtido com a vazão observada na estação fluviométrica 4D-023, em escoamento base e escoamento direto.....	68
Figura 17 – Etapas para a confecção do DEM. Em A, as cartas topográficas do IGC, em B, as curvas de nível, hidrografia e pontos cotados vetorizados, em C, o arquivo <i>raster</i> gerado com o algoritmo <i>AnuDEM</i>	69
Figura 19 – Em A, uso do solo atual da bacia do córrego do Cavalheiro que compõe o cenário atual e, em B, o cenário Código Florestal, com as áreas de preservação permanente com cobertura florestal	73
Figura 21 – Volume diário observado confrontado com volume modelado para os 7 eventos selecionados	80
Figura 22 – Hidrograma da bacia do córrego do Cavalheiro para o período simulado (4/9/2010~10/11/2010), no cenário atual.....	88
Figura 23 – Hidrograma da bacia do córrego do Cavalheiro para intervalo do período simulado (26/9/2010~29/9/2010), no cenário atual, possibilitando observar maior detalhamento...	89
Figura 23 – Distribuição da probabilidade de saturação hídrica na bacia do córrego do Cavalheiro, durante os eventos de chuva	90
Figura 25 – Gráfico BoxPlot, indicando a distribuição dos <i>pixels</i> , e suas probabilidades de saturação, pelas classes de uso do solo, no cenário atual	91
Figura 26 – Delimitação das áreas variáveis de afluência na bacia do córrego do Cavalheiro.....	93
Figura 27 – Histograma apresentando classes de aumento/redução da probabilidade de saturação, na comparação do cenário atual com o cenário AVA.....	96

- Figura 28 – Distribuição espacial das áreas que tiveram aumento da probabilidade de saturação na conversão das AVAs em áreas florestadas, relativo as cenário AVA. Os tons de azul representam as áreas que tiveram aumento na probabilidade de saturação e os tons de vermelho as áreas com redução na probabilidade de saturação..... 97
- Figura 29 – Gráfico BoxPlot, indicando a distribuição dos *pixels*, e suas probabilidades de saturação, pelas classes de uso do solo, no cenário AVA..... 98
- Figura 30 – Comparação entre os hidrogramas do cenário atual, em vermelho, e do cenário Código Florestal, em verde 101
- Figura 31 – Histograma apresentando classes de aumento/redução da probabilidade de saturação, na comparação do cenário atual com o cenário Código Florestal 102
- Figura 32 – Distribuição espacial das áreas que tiveram aumento/redução da probabilidade de saturação na conversão das APPs em áreas florestadas, relativo ao cenário Código Florestal. Os tons de azul representam as áreas que tiveram aumento na probabilidade de saturação e os tons de vermelho as áreas com redução na probabilidade de saturação 103
- Figura 33 – Gráfico BoxPlot, indicando a distribuição dos *pixels*, e suas probabilidades de saturação, pelas classes de uso do solo, no cenário Código Florestal 104
- Figura 34 – À esquerda é apresentado o índice topográfico, com *pixel* de 2,5 m, no centro o mesmo índice topográfico, degradado para *pixels* de 50 m, e por último o mapa de probabilidade de saturação (%) do cenário AVA 106
- Figura 35 – Gráfico BoxPlot representando a variabilidade que existe nas classes de índice topográfico (definida pelo arredondamento da variável contínua em números inteiros) e probabilidade de saturação do cenário AVA 107
- Figura 36 – Curvas de nível digitalizadas a partir das cartas planialtimétricas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1:50.000 140
- Figura 37 – Fluxograma das etapas para efetuar a comparação dos diferentes DEMs. Inicialmente foram obtidas diversas fontes de DEMs, posteriormente realizou-se a comparação com o melhor DEM, do IGC, através da somatória de erros 141

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características dos principais modelos hidrológicos utilizados para a delimitação das áreas variáveis de afluência	40
Tabela 2 – Parâmetros de uso do solo necessários para calcular a interceptação, retenção e evapotranspiração	57
Tabela 3 – Parâmetros de solos necessários para calcular a infiltração, usando a equação de Richards (1931)	59
Tabela 4 – Variáveis meteorológicas necessários para calcular a evapotranspiração de acordo com o método de Penman-Monteith	63
Tabela 5 – Eventos de precipitação obtidos na estação pluviométrica D4-035, localizada em Analândia e com medições diárias, e estação pluviométrica CEAPLA, localizada em Rio Claro com medições horárias, para o período entre 4 de Setembro de 2010 e 12 de Novembro de 2010. Os eventos destacados, em negrito, foram selecionados para a modelagem hidrológica, visto que apresentam alta correlação	66
Tabela 6 – Índices de calibração do modelo hidrológico GSSHA, ajustado para a bacia do córrego do Cavalheiro. Em destaque os valores mais relevantes, acima de 0,6	79
Tabela 7 – Parâmetros alterados para calibração do modelo hidrológico GSSHA, na bacia do córrego do Cavalheiro	81
Tabela 8 – Parâmetros definidos para cálculo da evapotranspiração, utilizando o modelo GSSHA, na bacia do córrego do Cavalheiro	82
Tabela 9 – Parâmetros definidos para cálculo de escoamento superficial, afetada pela rugosidade, utilizando o modelo GSSHA, na bacia do córrego do Cavalheiro	83
Tabela 10 – Parâmetros definidos para cálculo da retenção, utilizando o modelo GSSHA, na bacia do córrego do Cavalheiro	84
Tabela 11 – Parâmetros de infiltração utilizados no modelo hidrológico GSSHA, ajustado para a bacia do córrego do Cavalheiro	85
Tabela 12 – Balanço hídrico global da bacia do córrego do Cavalheiro para o período simulado (4/9/2010~10/11/2010), no cenário atual	86
Tabela 13 – Balanço hídrico, por evento, da bacia do córrego do Cavalheiro para o período simulado (4/9/2010~10/11/2010), no cenário atual	87
Tabela 14 – Alterações nos processos hidrológicos ocasionados pela conversão das áreas variáveis de afluência em florestas, relativo ao cenário AVA	94
Tabela 15 – Conversão das diferentes classes de uso do solo em floresta, para a confecção do cenário AVA. Dados apresentados em área (hectare) e porcentagem	95
Tabela 16 – Conversão das diferentes classes de uso do solo em floresta, para a confecção do cenário Código Florestal. Dados apresentados em área (hectare) e porcentagem	99

Tabela 17 – Alterações nos processos hidrológicos ocasionados pela conversão das APPs em áreas florestadas, relativo ao cenário Código Florestal.....	100
Tabela 18 – Correlação de Pearson entre o índice topográfico, calculado utilizando diferentes equações e algoritmos, e a probabilidade de saturação, calculada para os diferentes cenários. λ_{IT} corresponde a Equação 21, λ_{ITp} corresponde a Equação 22 e λ_{ITPK} corresponde a Equação 23.....	105

1 INTRODUÇÃO

As áreas variáveis de afluência correspondem às áreas de uma bacia hidrográfica que possuem elevada probabilidade de saturação durante evento de chuva. Apresentam dinâmica de expansão e contração, devido a expansão de áreas saturadas durante os eventos de chuva, geralmente próximas aos cursos d'água e, após o término da precipitação, estas áreas se contraem (HEWLETT; HIBBERT, 1967; DUNNE; BLACK, 1970).

A compreensão do escoamento superficial é fundamental para a delimitação das áreas variáveis de afluência. Existem duas teorias principais, Horton (1933 e 1940) diz que o escoamento superficial ocorre devido ao excesso de infiltração, enquanto Hellett e Hibbert (1967) indicam que o escoamento superficial ocorre devido ao excesso de saturação, provocado pelo aumento da saturação hídrica no perfil de solo e, extravasamento nas áreas com solos rasos, próximas aos rios, provocando o escoamento superficial.

Com o avanço das tecnologias e aumento da capacidade de processamento de dados, grandes contribuições para o avanço desse conhecimento começaram a surgir. Foram desenvolvidos métodos para delimitação das áreas variáveis de afluência, através do uso de modelos hidrológicos de previsão de vazão e geração de escoamento superficial, a partir de fatores topográficos, condutividade hidráulica do solo e taxas de precipitação (DANIEL *et al.*, 2011).

Após quantificar o processo de escoamento superficial, é possível modelar o carreamento de sedimentos e poluentes com auxílio de modelos hidrológicos, sendo esse o principal objetivo dos estudos sobre modelagem hidrológica feitos nos Estados Unidos, devido à legislação do *Clean Water Act* (BORAH; BERA, 2004). Conforme definido por Walter *et al.* (2000), as áreas com maior propensão a gerar escoamento superficial e, conseqüentemente, carrear poluentes, podem ser chamadas de áreas hidrológicamente sensíveis e deveriam ter um manejo diferenciando, evitando contaminação dos corpos d'água.

Os estudos sobre poluição difusa indicam que as áreas hidrológicamente sensíveis poderiam conter os poluentes, através das boas práticas de manejo ou, até mesmo, através da restauração de tais áreas, deixando de utilizá-las para finalidades agrosilvopastoris. Gburek e Sharpley (1998) indicam que o carreamento de fósforo (P) ocorre em áreas com escoamento superficial elevado e ressaltam a

necessidade de desenvolver estudos e ferramentas para identificar essas áreas. Pionke, Gburek e Sharpley (2000) determinaram que o fósforo (P) é transportado superficialmente, nas áreas próximas aos cursos d'água, enquanto o nitrogênio (N) chega aos cursos d'água principalmente pelo fluxo sub-superficial. Trevisan *et al.* (2010) indica que a contaminação bacteriológica gerada de áreas de pastagem pode ser evitada protegendo áreas variáveis de afluência.

A implantação de faixas marginais aos cursos d'água (ou *buffers*, do inglês), com restrições as práticas agrosilvopastoris, e com a finalidade de conter os poluentes carreados a montante, vem sendo indicada como uma solução para mitigar casos de poluição difusa, visto a dificuldade em delimitar tais áreas através de modelagem hidrológica. Wenger (1999), em uma ampla revisão sobre a proteção das faixas marginais (*buffers*), recomenda a largura mínima de 30,5 metros ao redor dos rios, similar à largura definida no Brasil, pela Lei nº. 4.771/65 (Código Florestal). Walter *et al.* (2009), após comparar custos associados à restauração e manutenção das faixas marginais (*buffers*) e AVAs, e avaliar os serviços ecossistêmicos promovidos pela proteção dessas áreas, mostra que as faixas marginais representam boa alternativa para a proteção de áreas sensíveis, apesar de custosas, sendo viabilizada pelo subsídio do governo.

Essas faixas marginais recomendadas nos Estados Unidos são equivalentes às áreas de preservação permanentes e cumprem a mesma função ecológica, ou serviços ecossistêmicos, no que tange à manutenção de recursos hídricos. Portanto, basicamente, pode-se dizer que os EUA instituíram uma lei que protege a função ecológica, ou seja, normatiza qual o aporte de poluentes máximo diário permitido nos cursos d'água (do inglês, *Total Maximum Daily Loads*), gerado principalmente pelas áreas hidrologicamente sensíveis (ou áreas variáveis de afluência). O Brasil, por sua vez, estabelece diretrizes para a ocupação dessas áreas sensíveis, proibindo atividades agrosilvopastoris em faixas marginais aos rios, estabelecendo um instrumento jurídico de proteção ambiental genérico. Ou seja, essas regras são aplicadas para todos os casos, independentemente do serviço ecossistêmico prestado (no caso, quantificação da entrada de poluentes no curso d'água).

Portanto, faz-se necessário desenvolver técnicas de modelagem hidrológica distribuída visando delimitar as áreas variáveis de afluência, indicando quais são as áreas mais propensas a gerar escoamento superficial e, conseqüentemente, carregamento de sedimentos. Ainda com uso dos modelos hidrológicos distribuídos,

torna-se possível avaliar quais as alterações nos processos hidrológicos decorrentes da simulação de restauração florestal das áreas variáveis de afluência e áreas de preservação permanente.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

As bacias hidrográficas têm sido objeto de estudo para compreender o ciclo hidrológico, sendo consideradas como um sistema físico, submetido às entradas e saídas de água que definem seu balanço hídrico. De forma simplificada, a entrada de água no sistema corresponde à água da chuva precipitada, enquanto a saída de água do sistema se dá pelos processos de transpiração, evaporação, escoamento superficial, escoamento sub-superficial e vazão (ou deflúvio), e parte da água precipitada permanece temporariamente na bacia hidrográfica, armazenada no perfil de solo, condicionada as taxas de infiltração (TUCCI, 2009) (Figura 1).

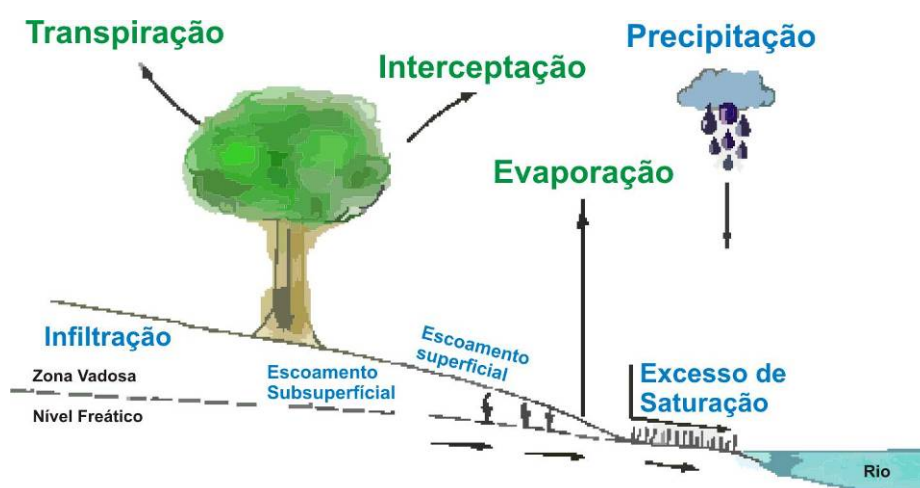


Figura 1 – Representação dos processos hidrológicos envolvidos no ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica esquemática, contendo as principais entradas e saídas desse sistema, assim como os processos físicos que o regulam

As taxas de entrada e saída desse sistema variam devido às características físicas de uma bacia hidrográfica, tais como tipos de relevo, geologia, solos e uso do solo, e foram estudadas visando estabelecer relações entre alterações da paisagem e a influência nas respostas hidrológicas de uma bacia hidrográfica. Estudos com esse objetivo foram predominantes até a década de 60 (BATES; HENRY, 1928; HURSH; BRATER, 1941, HEWLETT; HIBBERT, 1961), representando a primeira fase nos estudos de hidrologia florestal.

Penman (1967), durante um simpósio sobre hidrologia florestal, chegou a questionar se “vamos colocar toda a nossa energia em apenas medir o que acontece, ou devemos colocar mais esforço em descobrir por que as coisas acontecem?” Posteriormente, buscou-se compreender quais os mecanismos que

operam sobre o funcionamento dos processos hidrológicos que regem o balanço hídrico, aperfeiçoando os métodos para responder questões sobre os processos hidrológicos, principalmente de infiltração e escoamento superficial. Os trabalhos realizados no Instituto de Pesquisas de Coweeta, do Serviço Florestal dos Estados Unidos, foram fundamentais nesse período (SWANK; CROSSLEY, 1987), com trabalhos conceituais imprescindíveis para a hidrologia florestal (HEWLETT, 1961; HEWLETT; HIBBERT, 1967; HEWLETT; NUTTER, 1969; HEWLETT, 1982).

Todos esses estudos utilizam o hidrograma para interpretar os resultados obtidos, visto que ele sintetiza os processos envolvidos no ciclo hidrológico, sendo possível confrontar os dados de entrada de água no sistema (hietograma, que representa a intensidade de precipitação) com os dados de saída de água do sistema (hidrograma, representando a vazão do curso d'água) (Figura 2).

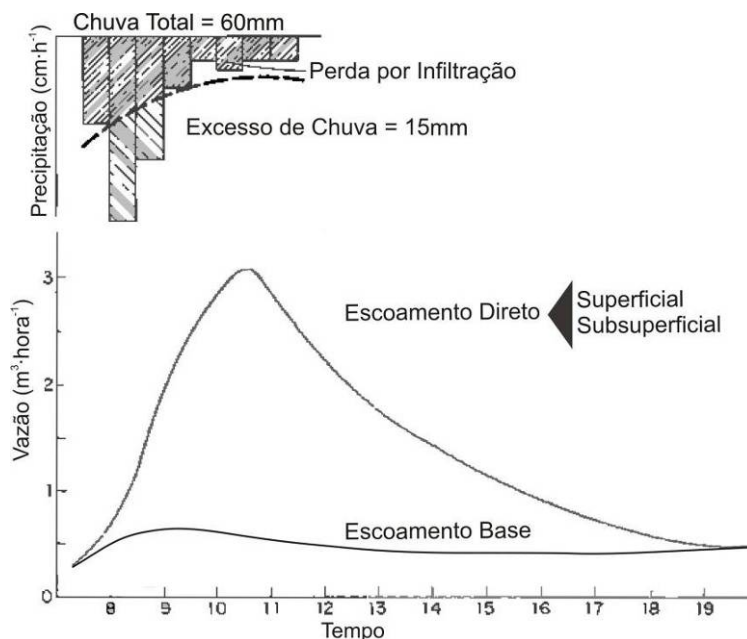


Figura 2 – Dados de vazão, representado pelo hidrograma, confrontado com dados de precipitação, representado pelo hietograma, em um evento hipotético de chuva. O aumento da vazão ocorre após o início da chuva, sendo possível fazer a separação entre escoamento direto, decorrente da chuva efetiva, e o escoamento base. Adaptado de Hewlett (1982)

Os hidrograma representam a taxa de água que sai pelo exutório da bacia hidrográfica e, didaticamente, pode ser separada em escoamento base, sendo a vazão que ocorre sem interferência da precipitação, e escoamento direto, proveniente predominantemente da água precipitada em um dado evento de chuva. O escoamento direto pode ser gerado por meio do escoamento superficial (*overland*

flow) e/ou sub-superficial (*subsurface flow*), tendo sido objeto de estudo por muitos anos, e fundamental para compreensão das áreas variáveis de afluência (HURSH; BRATER, 1941).

Kirkby (1988) comenta que o "paradigma do escoamento superficial Hortoniano" deu lugar ao "paradigma do escoamento sobre superfícies saturadas" e, portanto, começou-se uma nova reviravolta para os trabalhos experimentais que validassem os postulados teóricos.

Nas últimas décadas houve novas contribuições para explicar como o escoamento sub-superficial, predominantemente lento, contribui para o rápido aumento da vazão durante os eventos de chuva. A teoria dos caminhos preferenciais de escoamento, através do chamado efeito pistão, explica que a contribuição à vazão se dá através dos macroporos ou *pipes* (DUNNE, 1978).

O principal efeito dos macroporos é que importantes volumes de água tomam um caminho preferencial com relação ao sistema restante, produzindo um tempo de resposta bem menor que através da matriz do solo. Os macroporos também têm a função de conectar áreas saturadas que se encontram isoladas, interconectando rapidamente as camadas do solo afetadas (MENDIONDO; TUCCI, 1997).

2.1 Áreas Variáveis de Afluência e a Geração de Escoamento

O primeiro estudo sobre formação do escoamento superficial foi realizado por Horton (1933) e apresenta bases conceituais bastante simplificadas. Acreditava-se que a superfície do solo separava a chuva em duas partes, sendo que uma atingia os cursos d'água através do escoamento superficial, enquanto a outra parte infiltrava no solo, escoava pela matriz do solo até atingir o curso d'água ou então retornava ao ar através da evaporação. Para esclarecer esse funcionamento, Horton fez uma analogia, comparando o solo a uma "comporta" que pode ficar aberta, permitindo a passagem de água; fechada, possibilitando o escoamento superficial ou; parcialmente aberta, onde a capacidade de infiltração, definida como a taxa máxima de absorção de água, regularia a abertura dessa "comporta". Portanto, segundo Horton (1933), toda a área da bacia que atingisse a capacidade máxima de infiltração de água no solo contribuiria para o escoamento superficial, através da formação de uma lâmina d'água sobre a superfície do solo.

A principal crítica aos conceitos apresentados por Horton consiste na ênfase atribuída à precipitação que não infiltra no solo, visto que não houve preocupação em avaliar os mecanismos que determinam a infiltração da água no solo, como variação da capacidade de infiltração em função da umidade antecedente (HIBBERT; TROENDLE, 1987). Por outro lado, foi introduzida a noção de sistemas e processos, com fluxos e taxas de entrada e saída, que formam a fundamentação dos estudos de ambientes naturais (ODUM, 1982) e, portanto, foi o primeiro avanço conseguido pela hidrologia para a compreensão sistêmica dos problemas (MENDIONDO; TUCCI, 1997).

Uma nova teoria começou a se desenvolver na década de 60, visto que esse processo predominante de escoamento superficial, proposto por Horton (1933 e 1940), não era observado em campo conforme teorizado acima. Dessa forma, Hewlett e Hibbert (1967) foram os responsáveis pelos estudos que buscaram compreender a complexidade dos processos de geração do escoamento direto em microbacias. Até então, pelas teorias hortonianas, considerava-se que o escoamento direto seria gerado unicamente a partir do escoamento superficial. Porém, a visão hewlettiana apontava que todo o escoamento direto é gerado pelo escoamento sub-superficial, sendo excepcionais os casos contrários.

De acordo com o modelo empírico proposto (Figura 3) por Hewlett e Hibbert (1967), a água precipitada infiltra no perfil do solo, fazendo com que a umidade antecedente percole, verticalmente, para camadas inferiores no perfil de solo e, lateralmente, acompanhando a declividade da superfície. Em terrenos menos declivosos e próximo os cursos d'água, onde a água se acumula, o fluxo sub-superficial pode vir a exceder a capacidade de transmissão da água no solo, ocorrendo a exfiltração, onde a água ressurgue na superfície. Isso induz o aumento da largura do canal, através da formação canais intermitentes e expansão da área que contribui diretamente para o escoamento superficial. Essas áreas dinâmicas, que se expandem e contraem, receberam o nome de áreas variáveis de afluência.

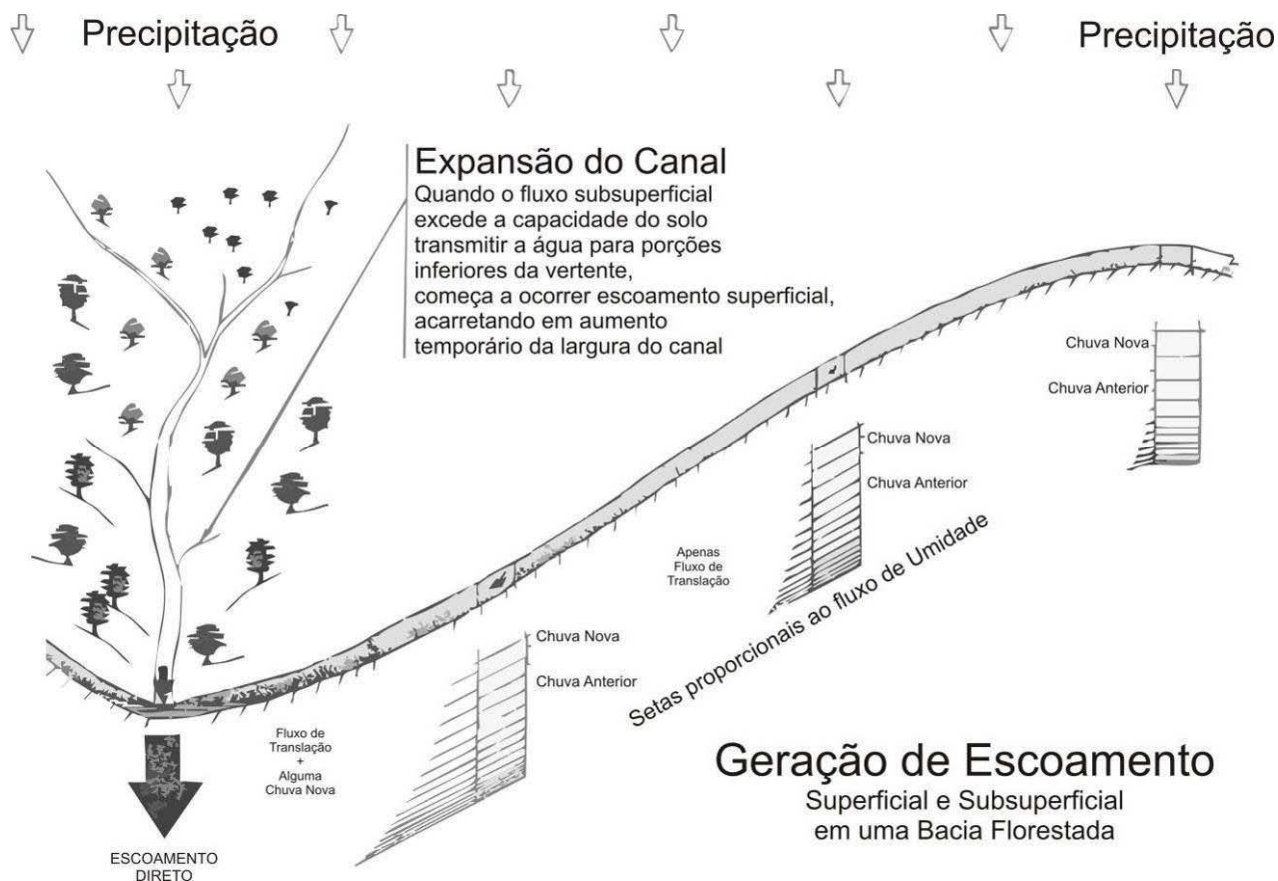


Figura 3 – Diagrama do modelo empírico proposto por Hewlett e Hibbert (1967), indicando a fonte das áreas geradoras de escoamento direto, em uma bacia florestada, com um tipo de solo uniforme. A interação dos fatores ilustra os processos que definem o conceito de áreas variáveis de afluência Adaptado de Hewlett e Hibbert (1967)

Importante ressaltar que a saturação dessas áreas é proveniente da umidade antecedente que ficou retida nos poros do solo e foi deslocada durante o evento de chuva para cotas inferiores e mais próximas à superfície do solo. A chuva que se precipita diretamente sobre essas áreas também contribui para o escoamento superficial. Tais fatos esclarecem como, em um dado evento, ocorre o aumento da vazão sem que a ocorra escoamento superficial proporcional ao escoamento direto.

Em um estudo sobre separação do escoamento superficial e sub-superficial, Hursh e Brater (1941) ordenam os processos que mais contribuem para o aumento da vazão, sendo:

1. A precipitação no canal de drenagem (em chuvas curtas e intensas, é o primeiro e único a contribuir);
2. Áreas com nível freático raso, localizados próximos aos cursos d'água, em perfis de solo que rapidamente ficam saturados. Quando tais condições ocorrem ao longo do curso, espera-se haver um aumento efetivo da largura do canal e subsequente aumento da precipitação no canal. Áreas do nível freático elevados, próximos às cabeceiras, contribuem de forma semelhante;

3. Água da chuva que percola através de camadas de solo, próxima à superfície atingindo o curso d'água durante o período da chuva. Frequentemente, tais camadas sobrepõem àquelas que são menos porosas, como por exemplo, o caso entre os horizontes A e B de muitos perfis de solo.

Em 1970, Dunne e Black propuseram novos conceitos, em consonância com os estudos apresentados por Hewlett e Hibbert (1967), entretanto apontavam o escoamento superficial como principal fonte no aumento da vazão. O novo estudo apresenta o conceito de contribuição de área parcial, que afirma que:

O escoamento destas áreas ocorre principalmente como escoamento superficial. Nessas áreas, o armazenamento e tempo de concentração são pequenos. O escoamento dessas áreas é, portanto, controlado principalmente pela intensidade da precipitação, onde as taxas de aumento e recessão são extremas.

Tal conceito já havia sido introduzido por Betson (1964) e Hewlett e Nutter (1969), onde se definiu que apenas uma porção da área total da microbacia contribui para o escoamento direto, sendo essa área influenciada pelas taxas de precipitação e umidade antecedente. Com isso, apenas as áreas com excesso de saturação poderiam gerar o escoamento superficial (DUNNE, 1978). A partir dessa nova conceituação, Chorley (1978) e Dunne (1978) constituíram grandes contribuições para a teorização do funcionamento e da dinâmica das áreas variáveis de afluência (Figura 4), e a maneira como tais áreas contribuem para a geração do escoamento direto de um evento de chuva.

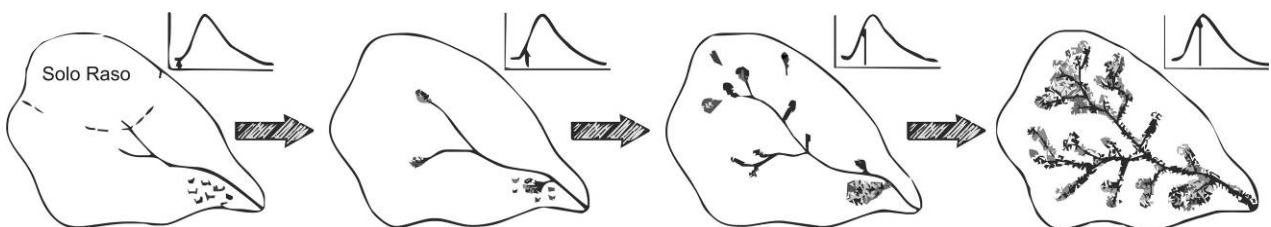


Figura 4 – Esquema que sintetiza a dinâmica do conceito de área parcial de contribuição, que consolida a visão de área variável de afluência, proposta por Hewlett e Hibbert (1967). Adaptado de Hewlett (1982)

Conhecendo-se as bases teóricas, com respaldo nos conceitos de hidrologia florestal que definem as áreas variáveis de afluência, é possível avaliar o papel ecológico das zonas ripárias, termo esse bastante difundido e empregado em

políticas públicas, projetos de restauração de matas ciliares, plano de bacias entre outros instrumentos legais utilizados no planejamento ambiental.

2.1.1 Zonas Ripárias

As zonas ripárias são áreas onde ocorre um mosaico complexo de interações entre as características geológicas, geomorfológicas, climáticas e hidrológicas. Essa complexidade de interações apresenta variações no espaço e no tempo, definindo uma heterogeneidade de ambientes, resultando em condições ecológicas distintas (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997). As variações no espaço representam, por exemplo, o gradiente topográfico típico dessas formações, que condicionam a umidade no solo. As variações temporais se dão através das precipitações, variações climáticas e pulsos de inundação.

Essa complexidade aumenta quando considerada a dinâmica sucessional das formações florestais que ocorrem nesses ambientes, devido as alterações promovidas pela elevação e extravasamento dos cursos d'água, selecionando espécies que suportam condições de elevada umidade até a saturação hídrica do solo (RODRIGUES, 2001). Conseqüentemente, essa dinâmica condiciona diversos processos ecológicos, tais como a ciclagem de nutrientes, promovendo a manutenção da resiliência das zonas ripárias (GUNDERSON, 2000).

Sabendo-se que tais formações florestais são definidas pela heterogeneidade ambiental, usualmente é atribuída designação indicando sua associação aos cursos d'água e ambientes com ocorrência de saturação hídrica, resultando no uso de termos populares, muitas vezes regionais, que geram confusão na compreensão do conceito de zona ripária. Rodrigues (2001) cita diversos termos populares atribuídos às formações florestais associadas aos cursos d'água: florestas ciliares, floresta de condensação, florestas de galeria, floresta paludosa, floresta paludícola, floresta de várzea, florestas ripárias e mata de brejo. Enquanto o sistema de classificação de vegetação oficial (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991) propõe o acréscimo do termo "aluvial" para designar se a formação está ou não associada aos cursos d'água (por exemplo, Floresta Estacional Semidecidual *Aluvial* ou Floresta Ombrófila Densa *Aluvial*).

Por fim, Rodrigues (2001) sugere o uso do termo “ribeirinho”, em substituição ao termo “aluvial” no sistema de classificação oficial (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991), evitando confusões com a possível associação das formações florestais às condições edáficas típicas dos solos aluviais. Sugere também que todas essas nomenclaturas são variações de formações ribeirinhas e não recomenda a sinonimização dos diferentes termos populares já consagrados, dada às condições ecológicas variadas e similaridades florísticas baixa entre as diferentes formações ribeirinhas.

Naiman, Décamps e McClain (2005) utilizaram um termo mais abrangente — *ecossistema ripário* — que define as áreas associadas aos cursos d’água, porém não contemplam apenas as formações florestais ribeirinhas, incluindo áreas degradadas, as quais não apresentam a vegetação original. Concluem que se deve proteger e restaurar o ecossistema ripário em toda a sua integridade, buscando uma estratégia mais sistêmica de restauração, o que pode ser conseguido através de mecanismos e ações de manejo que agreguem resiliência aos ecossistemas (GUNDERSON, 2000; BLINN; KILGORE, 2001) tais como aumento da capacidade tampão do ecossistema ripário, existência de fontes de regeneração das florestas ribeirinhas, minimização das travessias dos cursos d’água por estradas e carregadores e adoção de sistemas de manejo integrado entre as áreas naturais e agrícolas (GREGORY *et al.*, 1991).

Portanto, os projetos de restauração de formações ribeirinhas devem considerar as condições e frequência de saturação do solo para selecionar as espécies típicas desses ambientes, usando a microbacia como unidade fundamental de planejamento, e promovendo medidas não só nas áreas a serem restauradas, porém nas áreas à montante, onde estão os principais fatores de degradação. Além disso, esses projetos têm-se confundido com os projetos de restauração de áreas de preservação permanente, conforme instituído no Código Florestal (Lei nº. 4.771/65), desconsiderando o mosaico de interações ecológicas e hidrológicas existentes, resultando em projetos sem efetivo sucesso na recomposição florestal.

Com isso, faz-se necessário definir os limites destas áreas, sendo requisito básico para alcançar este objetivo a identificação e delimitação das áreas variáveis de afluência, que por sua vez prescinde do entendimento dos mecanismos de geração do escoamento direto em bacias hidrográficas.

Do ponto de vista de sua delimitação espacial, em tese, os limites da zona ripária estendem-se lateralmente até o alcance máximo das áreas saturadas da microbacia, incluindo o processo natural de expansão de suas cabeceiras de drenagem durante períodos chuvosos. Essa dinâmica adquire caráter importante do ponto de vista da estratégia de proteção desse ecossistema (LIMA; ZAKIA, 2006).

Por fim, do ponto de vista prático, deve-se considerar que a predominância de escoamento superficial decorre de ações inadequadas de manejo (ZAKIA *et al.*, 2006) que resultam em respostas hidrológicas torrenciais gerando, conseqüentemente, redução da infiltração por processos de compactação ou de degradação da superfície do solo ou de sua estrutura, culminando em processos erosivos, perdas de solo e nutrientes. Contudo, cabe ressaltar que existem áreas propensas a gerar escoamento superficial durante os eventos de chuva e ocorrem de forma natural na paisagem, em função da existência de condições geológicas e pedológicas que favoreçam a permanência de condições de saturação, chamadas de áreas hidrologicamente sensíveis.

2.1.2 Áreas Hidrologicamente Sensíveis

O termo áreas hidrologicamente sensíveis (AHS) (do inglês, *hydrologically sensitive areas*) é usado para se referir às “áreas em uma bacia hidrográfica propensas a gerar escoamento superficial que são, portanto, potencialmente suscetível de transportar contaminantes para corpos d'água superficiais perenes” (WALTER *et al.*, 2000) — por contaminantes entende-se nutrientes, pesticidas, poluentes químicos, sedimentos entre outros. O termo busca integrar conceitos físicos de geração do escoamento superficial, surgidos na década de 60, com a preocupação recente sobre avaliação dos riscos à qualidade da água, principalmente aquelas oriundas de fontes não pontuais de contaminantes (poluição difusa).

A determinação das fontes de poluição difusa tem sido estudada por vários autores, sendo necessário recorrer a estudos de escoamento superficial e mais recentemente, a estudos de modelagem hidrológica, para determinar a localização destas áreas sensíveis. Walter *et al.* (2000) estabelecem que as áreas hidrologicamente sensíveis que se encontram sobre áreas com potencial de

contribuição de poluentes (áreas de solo exposto, áreas agrícolas etc.) são consideradas zonas crítica de manejo. Agnew *et al.* (2006) procurou identificar métodos de fácil aplicação para localizar as áreas hidrologicamente sensíveis, testando variáveis substitutas à modelagem hidrológica, como índice topográfico e distância ao curso d'água, estabelecendo métodos ajustados para identificação das AHS.

As áreas hidrologicamente sensíveis apresentam dinâmica temporal, ou seja, variam em função das condições sazonais de precipitação e umidade antecedente (Figura 5). Portanto, tendo em vista que a problemática que as AHS buscam equacionar é a contenção das fontes não pontuais de poluição, faz-se necessário conciliar as ações de manejo nas áreas agropecuárias com as variações temporais na saturação do solo, minimizando os impactos decorrentes do carreamento de partículas.

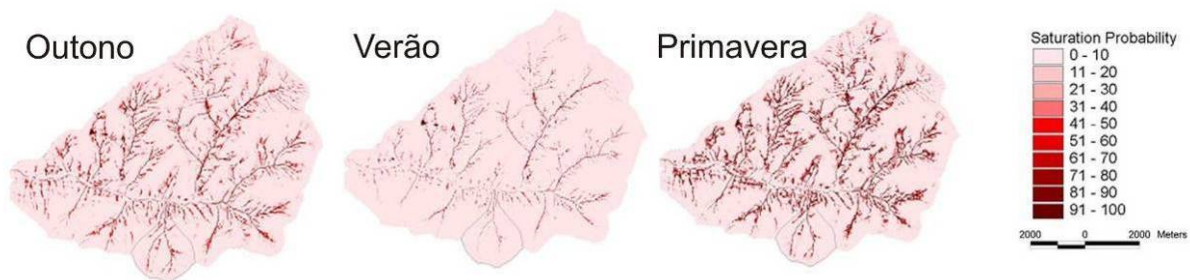


Figura 5 – Variação temporal das áreas hidrologicamente sensíveis, de acordo com a probabilidade de saturação. Adaptado de Agnew *et al.* (2006)

Nota-se, portanto, que os conceitos de áreas hidrologicamente sensíveis são similares ao conceito de áreas variáveis de afluência. Contudo, a definição de AVA tem bases teóricas consolidadas a partir dos estudos de processos físicos de geração de escoamento superficial, ocorridos nas décadas de 60 e 70, enquanto o termo áreas hidrologicamente sensíveis surgiu em 2000, para indicar áreas com maior propensão a gerar poluição difusa, relativas às pesquisas sobre qualidade de água.

Faz-se necessário esclarecer que a definição das áreas hidrologicamente sensíveis se dá através do limite de sensibilidade hidrológica que separa a probabilidade de saturação, uma variável contínua, em apenas duas classes, separando as AHS das áreas restantes da bacia. Walter *et al.* (2000) define que o

limite de sensibilidade é de 30%, correspondendo a probabilidade de saturação maiores ou iguais a esse limite correspondem as AHS. Já Siefert (2012) define em 90% o limite de sensibilidade, em trabalho realizado em uma bacia no estado do Paraná, Brasil.

Por fim, torna-se importante conciliar os diferentes referenciais teóricos, buscar métodos bem definidos para delimitação destas áreas, possibilitando diferenciar o manejo nessas áreas sensíveis, propensas a gerar escoamento superficial.

2.2 Delimitação das Áreas Variáveis de Afluência

São muitas as maneiras utilizadas para identificar e localizar as áreas variáveis de afluência, ou áreas com alta probabilidade de saturação hídrica. A delimitação pode ser feita utilizando medições em campo, com uso de tensiômetros e piezômetros para monitorar a umidade do solo e determinar quais áreas são mais sensíveis (LYON *et al.*, 2006), com auxílio de modelos hidrológicos semi-distribuídos (EASTON *et al.*, 2008; WHITE, 2009) ou modelos hidrológicos distribuídos, para estudos detalhados (DOWNER *et al.*, 2002a; MEHTA *et al.*, 2004; BROOKS; BOLL; McDANIEL, 2007).

A seguir serão apresentados alguns métodos e modelos hidrológicos utilizados para identificar as áreas com maior propensão a gerar escoamento superficial, garantindo a utilização de tais conceitos no planejamento regional.

2.2.1 Índice Topográfico

O índice topográfico foi inicialmente proposto como uma equação de um modelo hidrológico, definida por Kirkby e Weyman¹ (1974 *apud* BEVEN, 1997), e estabelece o conceito de similaridade hidrológica, definindo que locais com o mesmo valor do índice apresentam comportamento hidrológico semelhante. Esse algoritmo foi inicialmente utilizado no modelo hidrológico TopModel para aumentar a eficiência no processamento do modelo (BEVEN; KIRBKY, 1979) consiste em uma relação

¹ KIRKBY, M.J. WEYMAN, D.R. Measurements of contributing area in very small drainage basins. Seminar Series B, n. 3. Department of Geography, University of Bristol, Bristol. 1974.

logarítmica entre a área de contribuição do *pixel* (α), em metros, e a declividade (β), em graus radianos (Equação 1).

$$\lambda = \ln\left(\frac{\alpha}{\tan(\beta)}\right) \quad \text{Equação 1}$$

O índice topográfico, entretanto, vem sendo utilizado isoladamente para indicar áreas com maior probabilidade de saturação (CAI; WANG, 2006; ARYAL; BATES, 2008; GRABS *et al.*, 2009), representando uma variável física simples de ser calculada, sendo necessário apenas o mapa altimétrico (DEM) da área de interesse.

As limitações do índice topográfico residem no fato dele não representar as variações no uso do solo e tipo de solo. Entretanto Beven² (1986 *apud* BEVEN, 1997), fez uma modificação no índice topográfico, incluindo a transmissividade dos solos (T), que resulta do produto entre a profundidade do solo (P) e condutividade hidráulica (K_{sat}), de acordo com a Equação 2.

$$T = K_{sat} \cdot P \quad \text{Equação 2}$$

A transmissividade, como inicialmente proposta, deveria ser constante para toda a bacia, porém com o desenvolvimento dos Sistemas de Informação Geográfica (SIGs), tornou-se possível aplicá-la de forma espacialmente distribuída pela bacia (Equação 3).

$$\lambda = \ln\left(\frac{\alpha}{\tan(\beta) \cdot K_{sat} \cdot P}\right) \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

λ é o Índice topográfico;

α é a área de contribuição de cada *pixel* (metros);

β representa a declividade da vertente (graus radianos);

² Beven, K.J. Runoff production and flood frequency in catchments of order n: an alternative approach. In: Gupta, V.K., Rodriguez-Iturbe, I., Wood, E.F. (Eds). Scale Problems in Hydrology, Reidel, Dordrecht, pp. 107-131. 1986.

K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada média do solo ($m \cdot dia^{-1}$);

P é a profundidade do solo (metros).

Agnew *et al.* (2006), visando atribuir uma variação temporal ao índice topográfico, inseriu mais uma variável, ao multiplicar a área de contribuição pela precipitação (R), podendo ser diária, média mensal ou anual (Equação 4).

$$\lambda = \ln \left(\frac{\alpha \cdot R}{\tan(\beta) \cdot K_{sat} \cdot P} \right) \quad \text{Equação 4}$$

Apesar das limitações, contornadas com alterações na forma do cálculo, o índice topográfico parece refletir as áreas de maior saturação, sendo uma variável simples de ser aplicada.

2.2.2 Modelos Hidrológicos

Os modelos hidrológicos tiveram grande desenvolvimento na década de 80, impulsionados pela legislação ambiental dos Estados Unidos que, através do *Clean Water Act*, dá diretrizes sobre o enquadramento dos corpos d'água e determina qual a carga máxima de poluentes que um corpo hídrico pode receber diariamente (REICHENAUER, 2010). Posteriormente, diversos modelos foram desenvolvidos para aplicação em ambiente rural, com a finalidade de quantificar a entrada de poluentes através das fontes não pontuais, fornecendo subsídios para a tomada de decisão e instrumento de controle.

Alguns modelos utilizados nesse período foram ANSWERS (BEASLEY; HUGGINS; MONKE, 1980), CREAMS (KNISEL, 1980), GLEAMS (LEONARD; KNISEL; STILL, 1987), AGNPS (YOUNG *et al.*, 1989); EPIC (SHARPLEY; WILLIAMS, 1990) e SWAT (ARNOLD *et al.*, 1998), os quais utilizam as equações empíricas desenvolvida pela *Soil Conservation Service* (SCA, 1972, MISHRA; SINGH, 2004), conhecida como método da Curva Número (CN), para fazer a predição de escoamento superficial (BORAH; BERA, 2004). Apesar de ser um método empírico, definido a partir de pesquisas experimentais feitas nos Estados Unidos, a Curva Número vem sendo aplicada em diversos estudos, inclusive em

outros países, para modelar a geração de escoamento superficial (SARTORI, 2004) e definir um componente espacializado aos modelos (ZHAN; HUANG, 2004), visto que é definida pela combinação de características do solo e uso do solo.

Entretanto, a simples combinação de dois mapas não representa uma completa espacialização do modelo, resultando em modelos semi-distribuídos, pois a posição e declividade da vertente, os principais fatores que afetam o escoamento superficial (HEWLETT; HIBBERT, 1967; DUNNE, 1978), são desconsiderados. Nos modelos computacionais distribuídos, esse problema é solucionado através da propagação do escoamento superficial de determinado *pixel* influenciado por *pixels* vizinhos, os quais armazenam as informações sobre área de contribuição e declividade, além dos atributos de solo e uso do solo.

Os modelos hidrológicos distribuídos, baseados em processo, são as melhores opções para a localização dos processos hidrológicos e a compreensão da interação dos processos. A desvantagem decorre do elevado custo computacional, sendo necessários computadores com grande potência, e *softwares* desenvolvidos para utilizar a capacidade máxima de processamento (PAUDEL, 2010).

Diversos trabalhos utilizam modelos empíricos, semi-distribuídos, para identificar as áreas propensas a gerar escoamento superficial, conhecidas como áreas variáveis de afluência (BEVEN; KIRKBY, 1979; ZOLLWEG; GBUREK; STEENHUIS, 1996; BOLL *et al.*, 1998; MEHTA *et al.*, 2004; AGNEW *et al.*, 2006; BROOKS; BOLL; McDANIEL, 2007; EASTON *et al.*, 2008; SANTOS; KOBAYAMA, 2008). Contudo, apesar das limitações dos modelos semi-distribuídos e adoção de premissas simplificadas que não refletem a complexidade e interação entre os processos hidrológicos, frequentemente são empregados tais métodos para delimitação das AVAs.

A forma de calcular a infiltração da água no solo, em solos saturados ou não saturados é determinante para a escolha do modelo hidrológico. A forma de cálculo do processo de infiltração determina se o escoamento superficial se dá pelo excesso de infiltração, conforme teorizado por Horton (1933 e 1940), ou pelo excesso de saturação (HEWLETT, 1961, HIBBERT; TROENDLE, 1987; DUNNE; BLACK, 1970). As equações de infiltração de Green-Ampt (1911) e de Richards (1931) são utilizadas frequentemente em modelos baseados em processo, e determinam, respectivamente, se um modelo poderá ser usado somente em bacias de solo raso, onde predominam fluxos hortonianos, ou em bacias que tenham solos profundos e

seja necessário calcular a infiltração de água no solo na zona vadosa, de acordo como as teorias hewlettianas.

Existem formas empíricas para calcular o escoamento superficial, sem a necessidade de calcular a infiltração. A curva CN, utiliza coeficientes empíricos na determinação de volumes retidos por infiltração, sendo o escoamento superficial gerado a partir de volumes residuais na superfície do solo (MISHRA; SINGH, 2003). Os métodos do balanço hídrico no solo determinam qual o conteúdo de água permanece retida no perfil do solo, podendo ser definido através de equações de evapotranspiração (ZOLLWEG; GBUREK; STEENHUIS, 1996; COLLICK *et al.*, 2009), equações empíricas (WHITE, 2009) ou por experimentos em campo, com uso de tensiômetros e/ou piezômetros (LYON *et al.*, 2006).

A seguir serão apresentados alguns modelos hidrológicos com potencial aplicação para a modelagem de áreas variáveis de afluência.

Topography based hydrological Model (TopModel)

O TopModel é um modelo semi-distribuído, empírico, desenvolvido por Beven e Kirkby (1979). Esse modelo é dividido em dois sub-módulos, sendo o primeiro deles com a função de determinar o balanço hídrico do solo, e o segundo com função de determinar a propagação do escoamento até o exutório da bacia (SILVA; KOBAYAMA, 2007). Dessa forma, o TopModel foi capaz de prever qual a umidade no solo em uma bacia hidrográfica, sendo utilizado portanto para a identificação das áreas variáveis de afluência.

O TopModel foi muito utilizado na modelagem hidrológica, sendo ajustado para diversas condições onde foi empregado (SILVA; KOBAYAMA, 2007; WALTER *et al.*, 2002). Os estudos feitos no Brasil, que envolvem a delimitação das AHS ou AVAs utilizam esse modelo (ZAKIA, 1998; ZAKIA *et al.*, 2006; SANTOS; KOBAYAMA, 2008; SIEFERT; SANTOS, 2010). Entretanto, o TopModel adota que a transmissividade do solo, resultado da multiplicação da profundidade pela condutividade hidráulica do solo, é constante para toda a bacia, desconsiderando a heterogeneidade edáfica inerente às bacias hidrográficas. Por outro lado, atribuem elevada importância ao fator topográfico que apresenta alta sensibilidade nos resultados modelados.

Soil Moisture Routing (SMR)

Na década de 90 foi apresentado o modelo distribuído, baseado em processos, chamado de *Soil Moisture Routing* (SMR), para utilização em um sistema de informação geográfica (SIG) (FRANKENBERGER *et al.*, 1999). As equações do modelo já haviam sido desenvolvidas por Steenhuis e van der Molen (1986), porém não implementadas para uso em SIG. A partir de então, o grupo de estudos *do Soil and Water Lab*, da Universidade de Cornell (Ithaca, NY, EUA), passou a aplicar e aperfeiçoar o SMR nas microbacias da região, devido à necessidade de garantir o abastecimento hídrico de qualidade para a cidade de Nova Iorque. Diversos trabalhos utilizaram o SMR indicando a possibilidade de utilização para definir as áreas variáveis de afluência e planejamento integrado de microbacias (JOHNSON *et al.*, 2003; MEHTA *et al.*, 2004; AGNEW *et al.*, 2006; BROOKS; BOLL; McDANIEL, 2007).

Boll *et al.* (1998) definem todas as equações necessárias para a resolução do modelo. Entretanto, o modelo é restrito às bacias hidrográficas com solos rasos (ZOLLWEG; GBUREK; STEENHUIS, 1996), que apresentam resposta hidrológica de acordo com o modelo teórico proposto por Horton (1933). São calculados o balanço hídrico, evapotranspiração, escoamento superficial e escoamento sub-superficial. O *output* do modelo consiste em número de dias que ocorreu escoamento superficial, vazão do curso d'água, armazenamento da umidade no perfil, entre outros. Todos estes resultados podem ser discretizados em diferentes intervalos temporais (por exemplo, mensal, sazonal, anual), sendo a frequência diária a resolução mínima.

Gorvevski *et al.* (2008) aplicou o modelo SMR no planejamento rural, delimitando quais as áreas são geradoras de fontes não pontuais de poluição. A partir dessas informações, e através do cruzamento de mapas, foi possível identificar quais as situações ambientais que causam mais impactos nos cursos d'água. Também é analisada qual a contribuição das áreas variáveis de afluência na vazão total do curso d'água.

Soil and Water Assessment Tool (SWAT)

O modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é bastante difundido, criado por Arnold *et al.* (1998), com a finalidade de integrar a modelagem de processos hidrológicos com conceitos de boas práticas de manejo (do inglês,

Best Management Practices - BMP) e mensuração de impacto de fontes não pontuais de poluição. É um modelo que evoluiu muito ao longo dos anos, amplamente utilizado nos EUA, como ferramenta de manejo por instituições que dão assistência técnica e extensão rural, apresentando respaldo científico em dezenas de artigos que testam o modelo e propõe alterações.

O SWAT é um modelo semi-distribuído, que agrega os resultados nas unidades de resposta hidrológica (HRUs, do inglês *Hydrologic Response Units*), definidas pela combinação de tipo de solo e uso do solo e, em alguns casos, é possível incluir poucas classes de declividade. Dessa forma, a área de contribuição não exerce influência na geração de escoamento superficial, não representando a realidade (HEWLETT; HIBBERT, 1967; DUNNE, 1978). Apenas através da versão modificada chamada de SWAT-VSA (EASTON, 2008) ou SWAT-WB (WHITE, 2009), torna-se possível incluir o fator topográfico na determinação das HRUs, que considera a área de contribuição e declividade, sendo possível determinar um modelo hidrológico que represente as observações feitas em campo.

Gridded Surface Subsurface Hydrologic Analysis (GSSHA)

O GSSHA foi desenvolvido pelo Corpo de Engenheiros do Exército Americano, criado a partir de uma reformulação do modelo hidrológico CASC2D, desenvolvido por Julien e Saghafian (1991), para simular escoamento utilizando os conceitos hortonianos, com aplicações restritas para regiões de solos rasos (DOWNER, 2002b), devido à utilização da equação de Green-Ampt (1911) para modelar a infiltração. A necessidade de simular escoamento em bacias hidrográficas que não apresentam geração de escoamento hortoniano, levou a criação do GSSHA (DOWNER; OGDEN, 2004a), abrangendo outras equações para modelar a infiltração.

O GSSHA é um modelo distribuído, baseado em processos, que simula a vazão pelos mecanismos de excesso de infiltração (teoria hortoniana) e excesso de saturação (teoria hewletiana) (DOWNER; OGDEN, 2004a). Emprega soluções de conservação das massas de equações diferenciais parciais que integram os processos hidrológicos para garantir um balanço de massa global.

Como o modelo se estrutura em grade (*grid*), os processos que ocorrem antes, durante e depois de um evento de precipitação pluvial são calculados para

cada célula do *grid* e depois a resposta de cada célula é integrada para produzir a resposta hidrológica da bacia (Figura 6).

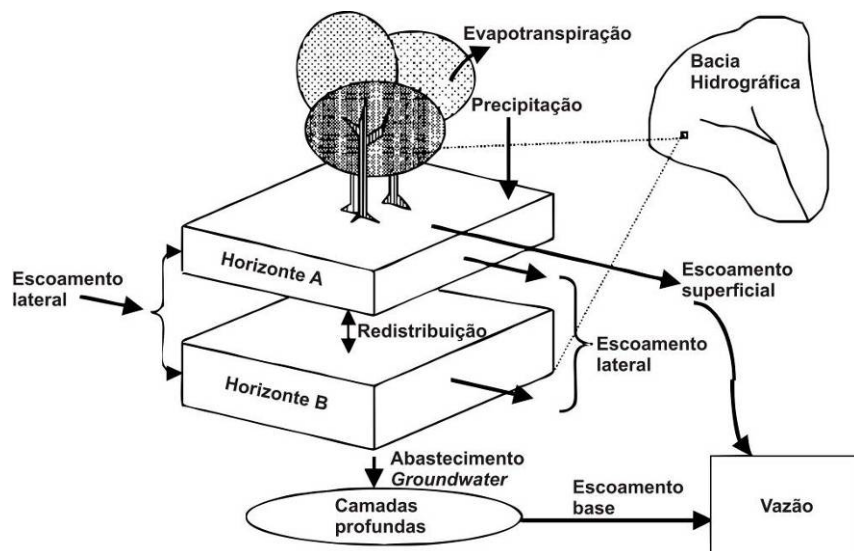


Figura 6 – Representação dos processos do ciclo hidrológico simulados em um modelo hidrológico distribuído. Os processos são calculados para todos os *pixels*. Adaptado de Mehta *et al.* (2004)

Os modelos hidrológicos podem ser desenvolvidos empregando as teorias de Hewlett e Hibbert (1967) ou Horton (1933 e 1940). Na Tabela 1 são sumarizadas as características apresentadas os modelos utilizados na delimitação das AVAs, suas características principais e formas de cálculo da infiltração e escoamento superficial.

Tabela 1 – Características dos principais modelos hidrológicos utilizados para a delimitação das áreas variáveis de afluência

Modelo	Tipo	Espacialidade	Cálculo de Infiltração	Escoamento Superficial	Teoria
TopModel	Empírico	Semi-Distribuído ¹	Não calculado ²	Balanço Hídrico do Solo ²	Hewlett
SWAT	Empírico	Semi-Distribuído	Não calculado	CN	Horton
SWAT-WB ³	Empírico	Semi-Distribuído	Não calculado	Balanço Hídrico do Solo	Hewlett
SMR ⁴	Baseado em Processo	Distribuído	Não calculado	Balanço Hídrico do Solo	Horton
GSSHA ⁵	Baseado em Processo	Distribuído	Richards ou Green-Ampt	Excedente da infiltração/Saturação	Hewlett ou Horton

1. Segundo Silva e Kobiyama, 2007.

2. Segundo Beven, 1997

3. Segundo White, 2009

4. Segundo Boll *et al.*, 1998

5. Segundo Downer *et al.*, 2004

2.3 AVAs e AHS em Regiões Tropicais

Apesar dos conceitos teóricos e modelos hidrológicos usados na delimitação das áreas variáveis de afluência terem sido desenvolvidos para aplicação em regiões temperadas, a aplicação destas ferramentas se estende também para regiões tropicais (SANTOS; KOBAYAMA, 2008). As principais características das regiões tropicais, que tornam a aplicação desses conceitos relevantes para manutenção de recursos hídricos, são: intenso processo de alteração da paisagem e suas conseqüências (MORAN; OSTROM, 2009), conservação e restauração de fragmentos florestais e matas ciliares (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009); mudanças climáticas (IPCC, 2007) e intensificação do ciclo hidrológico (HUNTINGTON, 2006).

Os estudos feitos no Brasil sobre geração de escoamento superficial com a utilização de modelos hidrológicos distribuídos ainda são incipientes. Alguns trabalhos utilizam os conceitos de áreas variáveis de afluência (ZAKIA, 1998; ZAKIA *et al.*, 2006) e áreas hidrológicamente sensíveis (SIEFERT; SANTOS, 2010; SIEFERT; SANTOS, 2012, SIEFERT, 2012), entretanto não existem trabalhos que utilizem conceitos de modelagem hidrológica distribuída na determinação de AVAs. A maioria dos trabalhos utiliza modelos hidrológicos empíricos e semi-distribuídos, avaliando cenários de alteração de uso no solo (BALDISSERA, 2005; MELLO; LIMA; SILVA, 2007; LINO *et al.*, 2009; VIANA; DORTZBACH, 2009), porém sem a espacialização dos processos hidrológicos.

Apenas o trabalho de Mingoti *et al.* (2012) utiliza modelos hidrológicos distribuídos para simular diferentes cenários de corte de *Eucalyptus sp.* em uma microbacia. No contexto atual, a aplicação de modelos hidrológicos distribuídos para avaliação da função ecológica desempenhada pelas áreas de preservação permanente é uma alternativa para compreensão dos processos hidrológicos desempenhados por essas áreas.

2.4 Áreas de Preservação Permanente

Pelas características apresentadas sobre áreas variáveis de afluência, áreas hidrológicamente sensíveis e zonas ripárias, onde ocorrem processos físicos, hidrológicos e ecológicos que garantem a manutenção dos recursos hídricos, fica implícita a necessidade de proteger essas áreas ou adequar seu manejo.

No Brasil, desde que foi instituído o Código Florestal (Lei nº. 4.771, de 15 de Setembro de 1965), as áreas ao redor de nascentes, cursos d'água e represas são protegidas por lei, chamadas de áreas de preservação permanente, com a “função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem estar das populações humanas”. Além das funções previstas no código florestal, a APP pode contribuir também para a atenuação dos picos de vazão (LIMA; ZAKIA, 2000), promover a ciclagem de nutrientes (PAGANO; DURIGAN, 2000) e influenciar a qualidade da água absorvendo nutrientes e atuando como filtro da lâmina d'água que escoam pela superfície até atingir os corpos d'água (GBUREK; SHARPLEY, 1998, MUSCUTT *et al.*, 1993; OLIVEIRA, 1998; PIONKE; GBUREK; SHARPLEY, 2000; PIATEK; CHRISTOPHER; MITCHELL, 2009).

A delimitação das áreas de preservação permanente segue regras bastante simples, que não requerem domínio de técnicas avançadas de modelagem hidrológica. A vantagem dessas simplificações reside no fato das APPs serem facilmente implantadas e fiscalizadas, características necessárias a instrumentos legislativos que regulam as alterações no uso do solo. As APPs são faixas simétricas, com distâncias fixas, ao redor de cursos d'água e nascentes que não podem ter uso agropecuário e/ou antrópico (Figura 7).

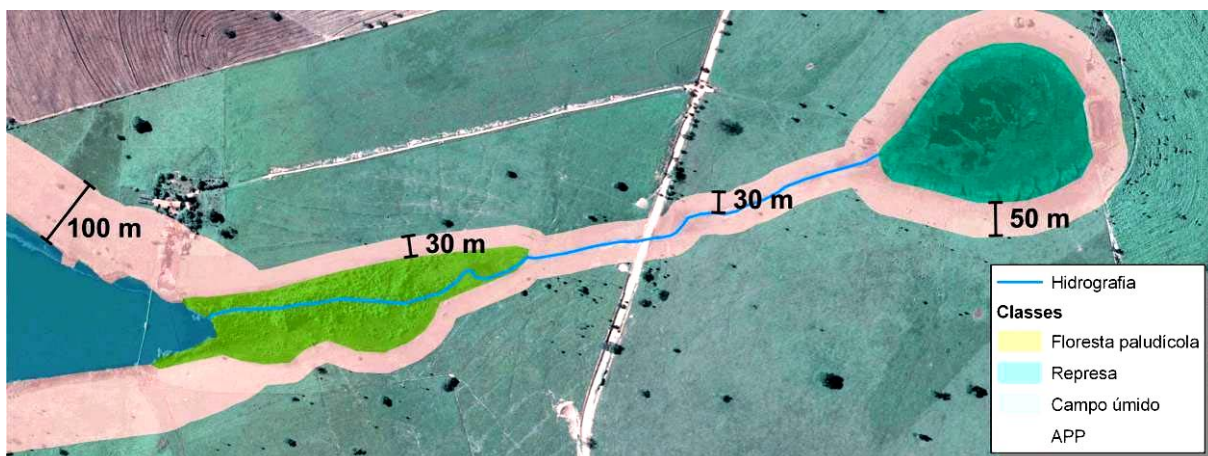


Figura 7 – Distâncias mínimas estabelecidas pelo Código Florestal para a delimitação das áreas de preservação permanente, localizada ao redor dos cursos d'água e corpos d'água

Entretanto, ao proteger essas áreas, algumas áreas relevantes para a manutenção dos recursos hídricos podem permanecer desprotegidas, enquanto áreas que não desempenham papel relevante para a manutenção dos recursos

hídricos podem permanecer protegidas (Figura 8). Cabe ressaltar que essa análise se restringe unicamente aos serviços ecossistêmicos relativos à manutenção dos recursos hídricos, não sendo considerada a expansão de *habitats* para flora e fauna, incremento de conectividade da paisagem dentre outros serviços ecossistêmicos.

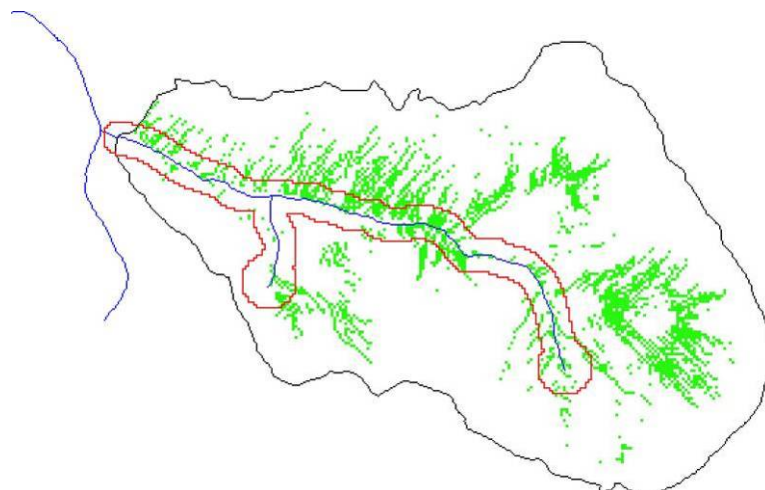


Figura 8 – Sobreposição de áreas variáveis de afluência (em verde) com as áreas de preservação permanente (em vermelho) evidenciando quais áreas, do ponto de vista hidrológico, são relevantes para a proteção e quais áreas são legalmente protegidas. Retirado de Zakia (1998)

Sendo assim, apesar da importância dos conceitos de áreas hidrológicamente sensíveis e dos processos de escoamento superficial e sub-superficial, estes permanecem desconhecidos, pouco divulgados e aplicados como ferramentas de manejo. Apenas em Siefert e Santos (2012) foram encontradas perspectivas de uso desses conceitos nas discussões sobre áreas de preservação permanente. Alguns trabalhos sobre o tema foram feitos no Brasil, entretanto parecem não explorar as potencialidades da modelagem hidrológica na espacialização dos processos hidrológicos, e acabam por se limitar à predição de vazão em diferentes cenários, independentemente da localização, dentro das bacias hidrográficas, de áreas sensíveis.

2.5 Ferramentas de Manejo

A importância na definição de ferramentas práticas de manejo, que incorpore os conceitos supramencionados, é a única maneira de garantir a aplicação prática de tais conceitos em propriedades rurais e manejo de microbacias. Faz-se

necessário empregar modelos hidrológicos na resolução de problemas práticos, com a finalidade de compreender como os processos hidrológicos regem a formação de escoamento superficial, concomitantemente ao seu contínuo desenvolvimento em universidades e institutos de pesquisa.

Visto que a compreensão dos fatores que condicionam a geração de escoamento superficial foi fundamental, na década de 60, para a delimitação das áreas variáveis de afluência. Já durante os anos 2000, apontava-se a geração de escoamento superficial como grande responsável pelo carreamento de poluentes para os corpos hídricos, sendo chamadas, portanto, de áreas hidrologicamente sensíveis.

Ambos os conceitos tem início através da delimitação das áreas variáveis de afluência, sendo essa uma etapa inicial para o estabelecimento de ferramentas de manejo. A utilização de modelagem hidrológica para determinação das AVAs permite estimar o escoamento superficial dentre outros aspectos hidrológicos, garantindo o monitoramento dos serviços ecossistêmicos prestados. A Figura 9 sintetiza os conhecimentos relevantes para definir as ferramentas de manejo integrado em bacias hidrográficas.

Além da delimitação das AVAs, outros estudos visam definir métodos e larguras para a definição de faixas marginais (*buffers*) ao redor dos cursos d'água, independentemente dos processos hidrológicos que lá ocorrem, garantindo a proteção das AVAs, mesmo sem a delimitação precisa dessas áreas (WENGER, 1999). Tais faixas marginais são muito parecidas com os critérios adotados na Lei nº. 4.771/65 (Código Florestal), que define as áreas de preservação permanente, com a "função de preservar os recursos hídricos". Nos Estados Unidos, apesar de não ser definido em leis ambientais, é utilizado tradicionalmente a faixa ao redor dos rios, como ferramenta de manejo (GORSEVSKI *et al.*, 2008). Entretanto, são muitas as discussões sobre as diferentes maneiras de calcular a largura ideal do *buffer* (XIANG, 1993; GORSEVSKI *et al.*, 2008; WALTER *et al.*, 2009).

Como ferramentas de manejo integrado, visando à conservação das áreas variáveis de afluência, é possível citar:

- Instrumentos legislativos de proteção das áreas de preservação permanentes, com respaldo científico que avaliem suas funções ecológicas;
- Projetos de restauração florestal considerando os aspectos hidrológicos que avaliem a dinâmica das áreas variáveis de afluência;

- Avaliação dos serviços ecossistêmicos que ocorrem nas AVAs, além de seu monitoramento, garantindo subsídios técnicos para adoção de pagamentos de serviços ecossistêmicos;
- Identificação de áreas com alta probabilidade de saturação, garantindo proteção dessas áreas, e indicando áreas com menor probabilidade de saturação para utilização antrópica;
- Identificação de áreas que devido à compactação e impermeabilização geram escoamento superficial frequentemente e áreas que apresentam muita perda de água por evapotranspiração, retirando muita água do solo;
- Monitoramento da recarga do nível freático, condicionando novas outorgas para captação de água;
- Monitoramento das alterações de uso de solo, impedindo que o parcelamento do solo afete criticamente os serviços ecossistêmicos.
- Atendimento ao plano de bacias e enquadramento dos corpos hídricos.

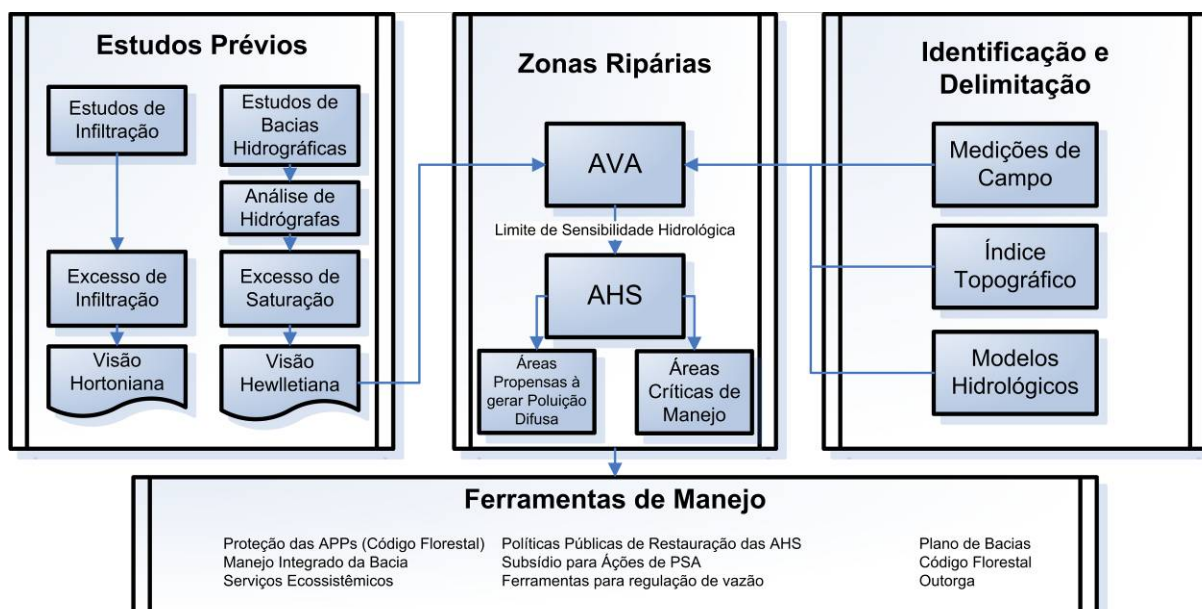


Figura 9 – Subsídios teóricos necessários para a utilização dos conceitos de áreas variáveis de afluência e áreas hidrológicamente sensíveis na formulação de ferramentas de manejo em bacias hidrográficas

Portanto, a questão levantada no trabalho de Agnew *et al.* (2006), reflete um dos maiores desafios atuais para o planejamento ambiental: a definição de uma metodologia computacionalmente simples para identificar e delimitar as áreas variáveis de afluência, difundindo sua utilização como ferramenta de manejo.

3 OBJETIVOS

O objetivo principal desse trabalho é modelar o processo de escoamento superficial em uma bacia hidrográfica e indicar quais são as áreas hidrologicamente sensíveis. A partir disso, busca-se avaliar se existe alguma variável substituta, de fácil aplicação, que possa indicar tais áreas.

Os objetivos específicos a serem respondidos para atingir o objetivo principal consistem em:

- Definir um modelo distribuído, baseado em processos, para predição de vazão para a bacia do córrego do Cavalheiro, no município de Analândia, SP;
- Delimitar as áreas hidrologicamente sensíveis a partir do modelo hidrológico estabelecido e calibrado;
- Avaliar as alterações nos processos hidrológicos decorrentes da simulação de diferentes cenários de restauração florestal em áreas ripárias;
- Avaliar o desempenho das áreas de preservação permanente, conforme definidas na Lei nº. 4.771/65 (Código Florestal), na proteção efetiva das áreas variáveis de afluência;
- Avaliar a utilização do índice topográfico como variável substituta para definição das áreas com maior probabilidade de saturação.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Modelo Hidrológico GSSHA

Foi utilizado o modelo hidrológico distribuído, baseado em processos, GSSHA 5.0 (*Gridded Surface Subsurface Hydrologic Analysis*), com auxílio da interface gráfica *Watershed Modeling System* (WMS) 8.3.4, desenvolvido pela empresa Aquaveo (www.aquaveo.com).

Diversos processos que regulam a geração do escoamento e vazão na bacia hidrográfica são calculados, tais como: interceptação da precipitação; retenção da água na superfície; evapotranspiração; infiltração; exfiltração; escoamento na superfície; escoamento subterrâneo; escoamento e amortecimento no canal; umidade do solo na zona vadosa; interação do escoamento subterrâneo e escoamento no canal (DOWNER; OGDEN, 2004a). A seguir serão apresentados os processos modelados no presente estudo.

4.1.1 Evapotranspiração

O método de Penman-Monteith (PENMAN, 1948; MONTEITH, 1965) foi utilizado para calcular a evapotranspiração por considerar a resistência da superfície da cobertura vegetal, sendo possível diferenciar a evapotranspiração de diferentes tipos de vegetação (ou uso do solo).

$$\lambda ET_o = \frac{\Delta \cdot (R_n - G) + \frac{86,4 \cdot \rho_a \cdot C_p \cdot (e_s^o - e_a)}{r_{av}}}{\Delta + \gamma \cdot \left(1 - \frac{r_s}{r_{av}}\right)} \quad \text{Equação 5}$$

Onde:

ET_o é a evapotranspiração ($\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$);

λ é o calor latente da evaporação ($2,45 \text{ MJ} \cdot \text{kg}^{-1}$);

Δ é a declividade da curva de pressão de saturação de vapor ($0,13 \text{ kPa} \cdot \text{°C}^{-1}$);

R_n é a radiação líquida ($\text{MJ} \cdot \text{m}^{-2}$);

G é o fluxo de calor no solo ($\text{MJ}\cdot\text{m}^{-2}$);

ρ_a é a densidade absoluta do ar ($1\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$);

C_p é o calor específico do ar seco ($1.013\text{kJ}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot^\circ\text{C}^{-1}$);

$e_s^\circ - e_a$ é o déficit de pressão de vapor (kPa);

γ é o coeficiente psicométrico ($\text{kPa}\cdot^\circ\text{C}^{-1}$);

r_s é a resistência estomatal do dossel ($\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$);

r_{av} é a resistência aerodinâmica da superfície ao vapor de água ($\text{s}\cdot\text{m}^{-1}$).

4.1.2 Intercepção

A intercepção da precipitação pelo uso do solo (ou vegetação) é simulada no GSSHA usando um modelo empírico contendo dois parâmetros, conforme sugerido por Horton (1919).

$$S = a + b \cdot P$$

Equação 6

Em que S é a intercepção, em milímetros, a e b são parâmetros ajustados para o tipo de uso do solo, conhecidos como capacidade de armazenamento (em milímetros) e coeficiente de intercepção (adimensional), respectivamente, e P é a precipitação, em milímetros.

4.1.3 Retenção

A retenção de água se dá nas pequenas depressões formadas pela microtopografia da superfície do uso do solo e retêm parte da água antes que ocorra o escoamento. A água retida na célula do *grid* nunca se torna escoamento direto e só pode ser removida da superfície como infiltração ou evaporação direta. No GSSHA, é necessário especificar o volume da lâmina retida, em milímetros, por classe de uso do solo.

4.1.4 Infiltração

Calculada utilizando a equação de Richards (1931), adequada para modelar infiltração em zona vadosa e escoamento superficial de acordo com o modelo teórico proposto por Hewlett e Hibbert (1967), permitindo aplicar o GSSHA em regiões que apresentam escoamento superficial gerado devido ao excesso de saturação.

$$C(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial z} \left[K(\psi) \cdot \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} - 1 \right) \right] - W = 0 \quad \text{Equação 7}$$

Onde C é a capacidade de umidade específica, ψ é o potencial capilar do solo (cm); z é a profundidade do solo (cm), t é o tempo (h), $K(\psi)$ é a condutividade hidráulica efetiva ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$) e W é o termo de variação (entrada ou saída) de água ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$).

Na equação de Richards (1931) a condutividade hidráulica e o potencial capilar do solo são dependentes da umidade do solo na célula. No GSSHA há dois métodos possíveis para relacionar estas variáveis, são eles: o método de Brooks e Corey (1964), modificada por Hutson e Cass (1987) e o método de Haverkamp *et al.* (1977) modificado por Lappala, Healy e Weeks (1987). No presente estudo optou-se por trabalhar com o primeiro método, pois não requer tantos parâmetros. A apresentação do método de Brooks e Corey (1964) foi apresentada no item 4.4 Solo.

A resolução da equação de Richards (1931) se dá no perfil de solo, usando uma dimensão, ao longo do perfil vertical de solo. Portanto é necessário discretizar o perfil de solo em camadas de menor profundidade (DOWNER; OGDEN, 2004b), aumentando a precisão do cálculo (Figura 10). Convém ressaltar que quanto menor o intervalo utilizado, maior o custo computacional.

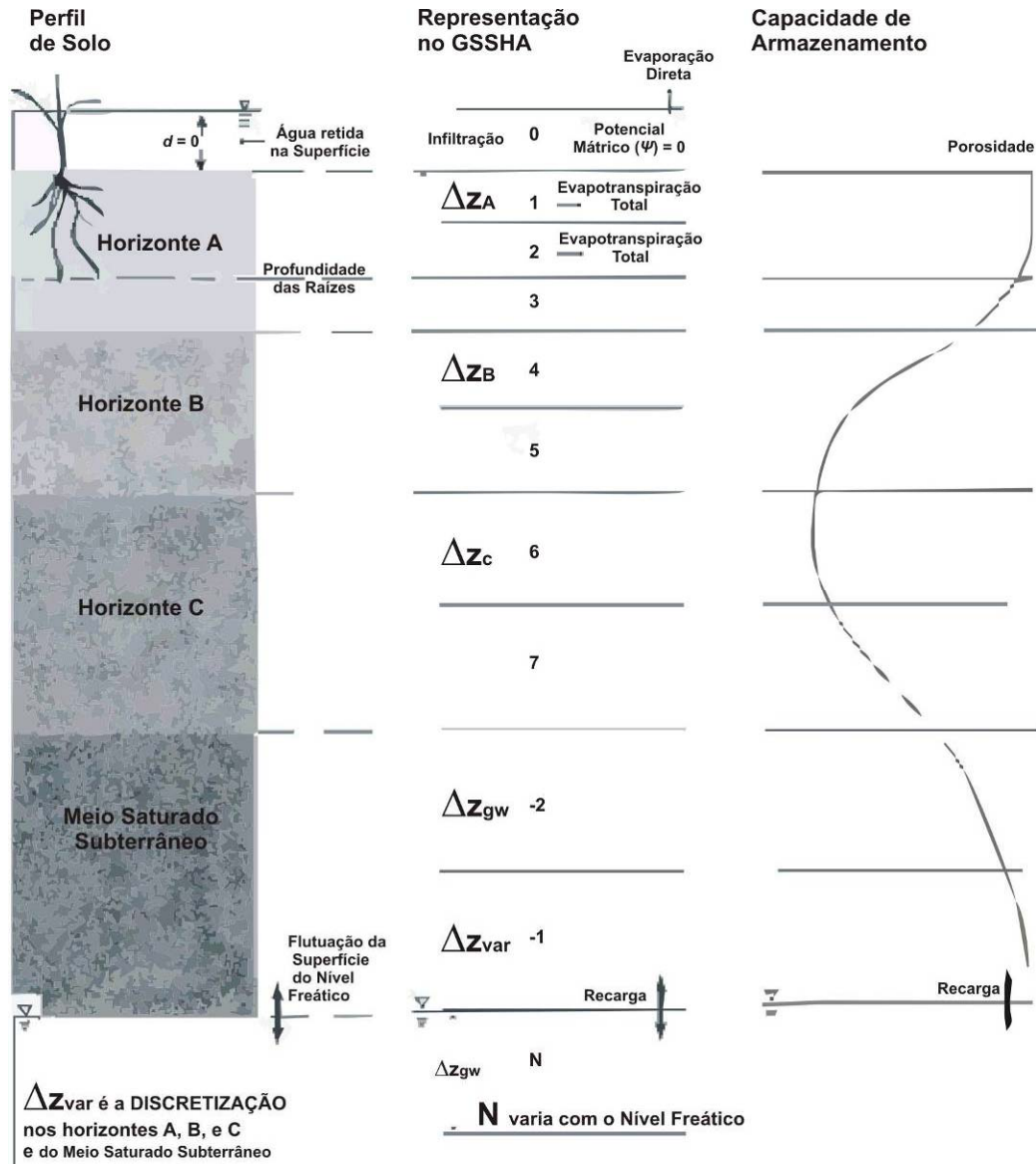


Figura 10 – Ilustração da discretização do perfil de solo para resolução da infiltração pela equação de Richards (1931)

4.1.5 Escoamento Superficial

Para calcular o escoamento superficial foi empregado o método ADE (*Alternating Direction Explicit Scheme*) (DOWNER *et al.*, 2000) que usa a técnica de diferença *up-gradient difference* para escoamento na direção jusante-montante. Nesse método são calculados os processos de evapotranspiração, infiltração e exfiltração antes do cálculo do escoamento na superfície.

Para propagar o escoamento em canais (1-D) e escoamento superficial (2-D) o GSSHA usa etapas semelhantes, através das equações de Saint-Venant e resolução através do método de volumes finitos, no qual os volumes são atualizados

com base nos fluxos calculados. A abordagem de onda difusiva do GSSHA permite propagar a água através das depressões e nas regiões de declive negativo. Nesse método primeiramente são calculadas as vazões e então são calculadas as lâminas do escoamento, inicialmente na direção X e, posteriormente, usando as lâminas atualizadas na etapa anterior, na direção Y.

A equação de Manning é usada para relacionar o volume do fluxo à vazão, calculada com o fator de rugosidade substituindo a declividade do canal. A utilização de equação Manning tem a premissa que o fluxo é turbulento e que a profundidade de fluxo não é dependente da rugosidade. Apesar de simples, o método é eficiente, permitindo proceder aos cálculos quando apenas partes da rede de fluxo ou de bacias hidrográficas estão contribuindo para o escoamento (DOWNER; OGDEN; BYRD, 2008), sendo esse um atributo importante quando a precipitação ocorre em apenas uma porção da bacia. Por fim, os métodos utilizados no GSSHA são considerados consistentes com processos físicos que ocorrem na bacia e requerem processamento mínimo dos dados (DOWNER *et al.*, 2000; DOWNER *et al.*, 2002a).

4.1.6 Dados de Saída do GSSHA (*Outputs*)

Com a interação de todos esses processos, as saídas disponibilizadas pelo GSSHA podem ser apresentadas em superfície (2-D) — calculadas para cada *pixel* e cada *timestep* — resultando em extensas matrizes de dados ou em nós estabelecidos (vértices) na rede de drenagem (1-D). Com auxílio o *software* R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010), foram realizados os processamentos com as matrizes, que geraram os resultados finais.

Os dados disponibilizados para superfícies são: distribuição da intensidade da precipitação ($\text{mm}\cdot\text{hora}^{-1}$), lâmina d'água na superfície (m), acúmulo da lâmina d'água infiltrada (m), taxa de infiltração ($\text{cm}\cdot\text{h}^{-1}$) e umidade do solo ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}$). Os resultados disponibilizados para a rede de drenagem são: nível d'água do canal (m), fluxo d'água no canal ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), velocidade do escoamento ($\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$).

4.2 Área de Estudo

A bacia do córrego do Cavalheiro, com 983 hectares, localiza-se no município de Analândia-SP, nas cabaceiras do rio Corumbataí, pertencente à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (UGRHI-PCJ). Situada na Depressão Periférica Paulista (ALMEIDA, 1964), a bacia tem seus divisores de água nas cuestas basálticas, na porção norte da bacia (Figura 11), com um relevo bastante acidentado, encoberto predominantemente por florestas, enquanto na porção centro-sul da bacia, ocorre um relevo aplainado, onde se desenvolvem atividades agrosilvopastoris.

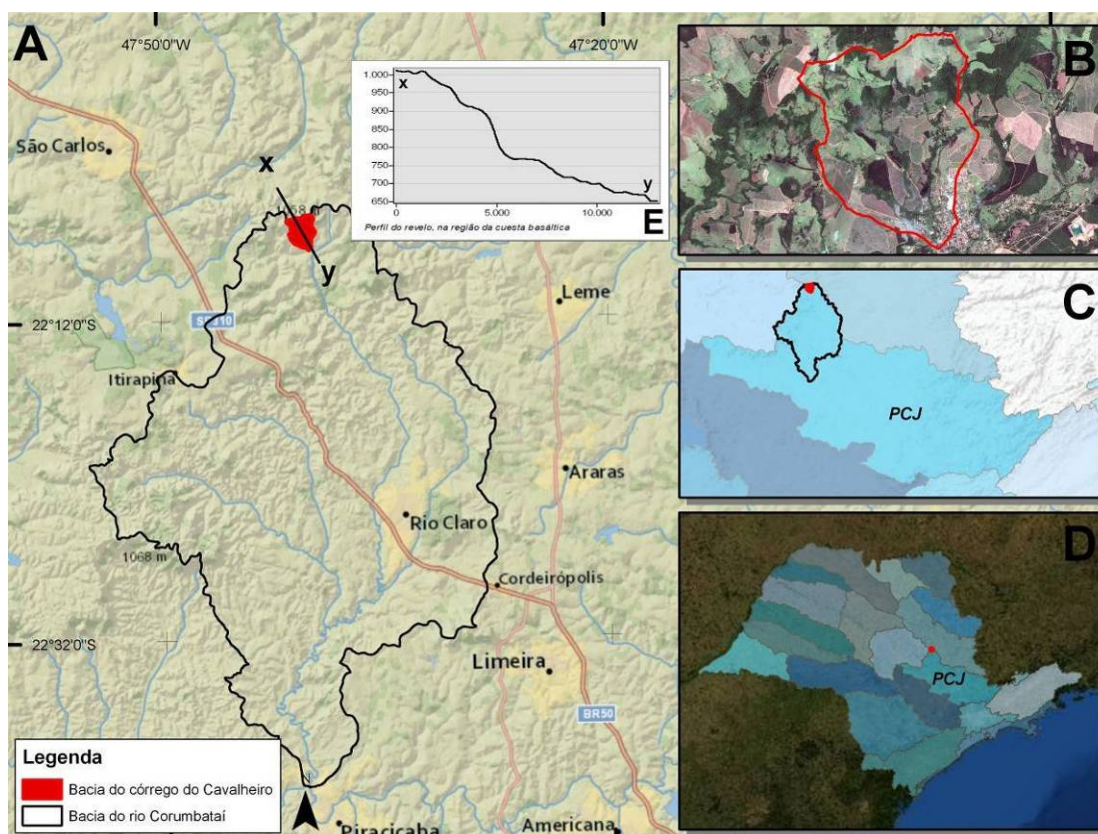


Figura 11 – Localização da bacia do córrego do Cavalheiro, em vermelho, no contexto do estado de São Paulo (D), da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (C), e da bacia do rio Corumbataí (A). Em B é apresentada a delimitação da bacia do córrego do Cavalheiro sobre uma imagem de satélite e em E é apresentado o perfil altitudinal que intersecta a bacia do córrego do Cavalheiro na região das cuestas basálticas

A caracterização geomorfológica feita por Piton e Cunha (2009a), em dois cenários com intervalo temporal de cerca de 20 anos, indica que ocorreu uma evolução nos processos erosivos na bacia, que pode ter origem em alterações antrópicas, tais como ampliação da área urbana e aumento no cultivo de cana-de-

açúcar, ou naturais, revelando a fragilidade do terreno. Tais dados enfatizam a necessidade de estudos para compreensão do escoamento superficial em bacias com intenso uso agrícola, visto que tal processo é responsável pelo carreamento de sedimento depreendidos por processos erosivos, gerando de poluição difusa.

Piton e Cunha (2009b) também mostraram que está ocorrendo uma alteração da paisagem na bacia do córrego do Cavalheiro (Figura 12), na qual as áreas de pastagem estão sendo gradativamente substituídas por cana-de-açúcar. Ressalta-se também que as áreas de silvicultura, predominantemente com plantio de *Eucalyptus sp.*, estão em expansão nas porções aplainadas da bacia, próximas a sua foz. No cenário atual, com mapeamento feito em 2007, os estudos de adequação ambiental às restrições legais constataram que, de um modo geral, se encontram infringidos pelo atual uso da terra, salvo alguns trechos condizentes com as APPs, ao longo de cursos d'água com menos de dez metros de largura (CUNHA; PITON, 2009).

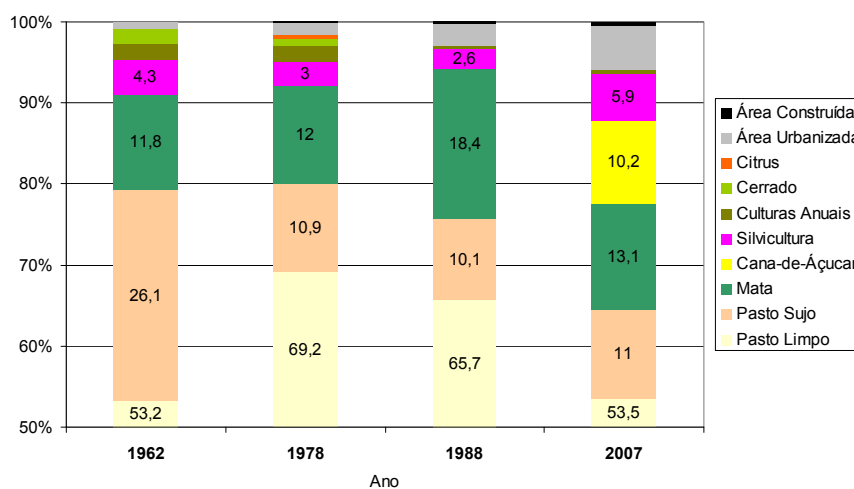


Figura 12 – Proporção entre usos do solo na bacia do córrego do Cavalheiro. Importante notar que a classe “Pasto Limpo” é predominante na paisagem, com mais de 50% de ocupação em todos os anos (PITON; CUNHA, 2009b)

4.3 Uso do Solo

O mapa de uso do solo utilizado para a modelagem hidrológica foi confeccionado a partir de imagens de alta resolução, capturada no dia 10 de Novembro de 2010, a partir do satélite *GeoEye-1*, com resolução espacial de 0,46 metros (Figura 13). O georreferenciamento foi feito com base nas cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), escala

1:10.000, fazendo com que as feições do relevo coincidisse com as classes de uso definidas. Posteriormente foi realizada a fotorinterpretação e vetorização em tela, com uso do *software* ArcGIS 9.3 (ESRI, 2009).

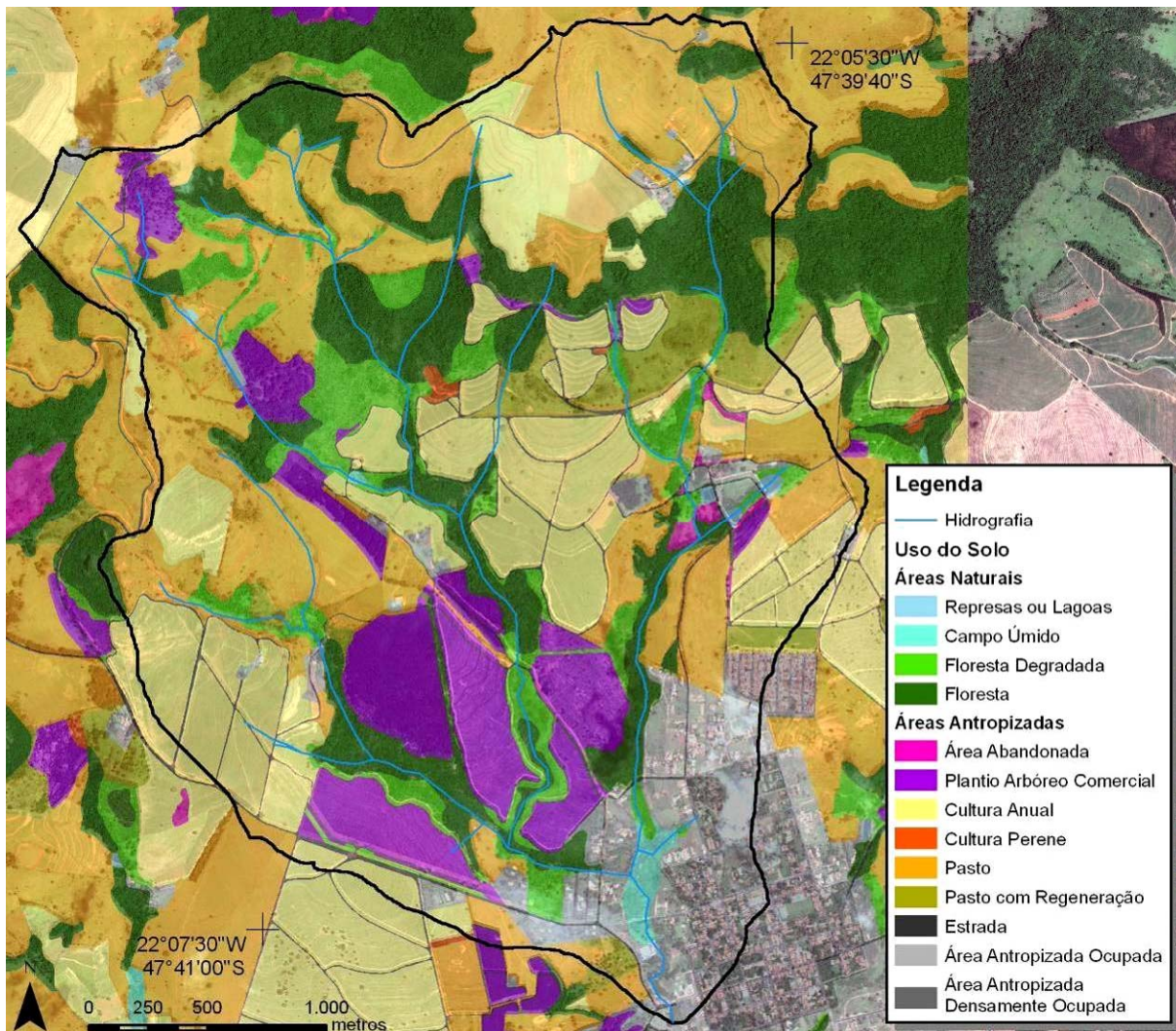


Figura 13 – Mapa de Uso do Solo da bacia do córrego do Cavalheiro, vetorizado a partir da imagem de satélite *GeoEye-1*, do dia 10 de Novembro de 2010

Foram criadas 13 classes, para as quais foi necessário definir parâmetros para cálculo da retenção de água no solo, evapotranspiração, interceptação e rugosidade do terreno (Tabela 2).

Tabela 2 – Parâmetros de uso do solo necessários para calcular a interceptação, retenção e evapotranspiração

Processo	Variável	Fonte
Rugosidade	Coefficiente de Manning	Mingoti (2011)
Interceptação	Capacidade de armazenamento (mm)	Adaptado de Horton (1919)
	Coefficiente de interceptação (mm-hora ⁻¹)	Adaptado de Horton (1919)
Retenção	Volume de retenção (mm)	Adapt. de Downer, Ogden e Byrd (2008)
	Albedo	Adapt. de Downer, Ogden e Byrd (2008)
Evapotranspiração	Altura da vegetação (m)	Estimado
	Coefficiente de radiação	Adapt. de Downer, Ogden e Byrd (2008)
	Resistência estomática (s·m ⁻¹)	Adapt. de Downer, Ogden e Byrd (2008)

4.4 Solos

Foram utilizados quatro quadrículas dos mapas de solo do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), escala 1:100.000, sendo elas: São Carlos (PRADO; ALMEIDA; OLIVEIRA, 1981), Araras (OLIVEIRA *et al.*, 1981), Piracicaba (OLIVEIRA; PRADO, 1989) e Campinas (OLIVEIRA; MENK; ROTTA, 1977). Os mapas foram georreferenciados, mosaicados e vetorizados, gerando um único arquivo *shapefile* contendo a sigla que define o tipo de solo.

De acordo com os mapas do IAC, predominam os Latossolos Vermelho Amarelo (LV2) e Areias Quartzosas (AQ) nas porções mais planas da bacia, as associações entre Solos Litólicos e Terra Estruturada (Li3 + TE1) ocorrem nas cuestas basálticas, enquanto nas porções mais altas ocorrem Podzólicos Vermelho Amarelo (PV5) ocorrendo também associação entre Latossolos Vermelho Amarelo e Solos Concrecionários (LV6 + Pi), em pequena porção da bacia (Figura 14).

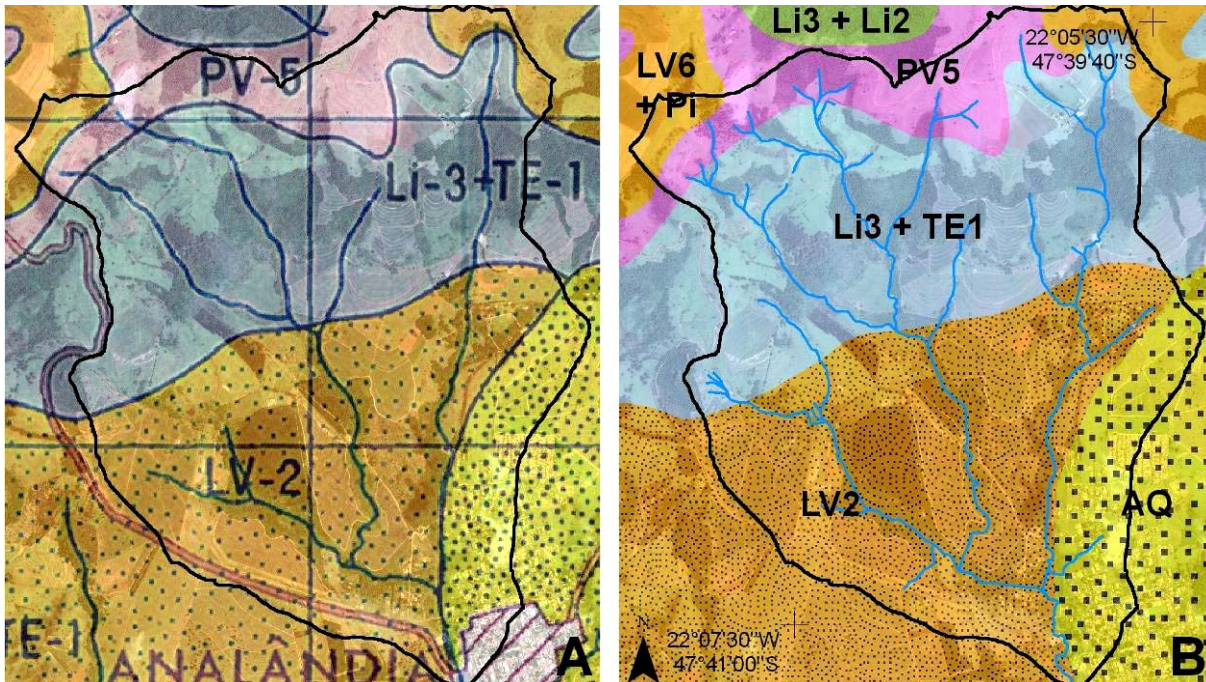


Figura 14 – Em A, o mapa de solos do IAC, quadricula São Carlos, escala 1:100.000, para a bacia do córrego do Cavalheiro. Em B, o mapa vetorizado a partir dos mapas de solos do IAC

Para a obtenção dos parâmetros requeridos pelos modelos hidrológicos baseados em processo, foram utilizadas funções de pedotransferência (PTFs, do inglês *Pedotransfer Functions*), que tem por objetivo obter parâmetros complexos e custosos, a partir de variáveis mais simples — tais como, análise granulométrica, conteúdo de carbono e densidade do solo (Tabela 3). Apesar de existirem várias PTFs em publicações especializadas (PACHEPSKY; RAWLS, 2004), no Brasil sua utilização é bastante restrita (BUDIMAN *et al.*, 2003), sendo importante que se utilize funções validadas para os solos do Brasil, como aquelas apresentadas em Tomasella e Hodnett (1997), Tomasella e Hodnett (1998), Tomasella, Hodnett e Rossato (2000), Vaz *et al.* (2005), Manieri *et al.* (2009) entre outros.

As informações granulométricas (quantidade de areia fina, areia grossa, silte e argila), quantidade de carbono, densidade de partículas e profundidade do solo para as diferentes manchas de solos dos mapas do IAC foram publicados os memoriais descritivos (OLIVEIRA *et al.*, 1979, OLIVEIRA *et al.*, 1982; OLIVEIRA; PRADO, 1984; OLIVEIRA, 1999;) relativos aos mapas anteriormente citados.

Tabela 3 – Parâmetros de solos necessários para calcular a infiltração, usando a equação de Richards (1931)

Variável	Fonte
Condutividade hidráulica (cm·hora ⁻¹)	Software Rosetta
Porosidade (m ³ ·m ⁻³)	Software Qualisolo 2009
Umidade residual (m ³ ·m ⁻³)	Software Qualisolo 2009
Umidade inicial (m ³ ·m ⁻³)	Definido igual à capacidade de campo
Ponto de murcha (m ³ ·m ⁻³)	Software Qualisolo 2009
Capacidade de campo (m ³ ·m ⁻³)	Software Qualisolo 2009
Profundidade (cm)	Memoriais Descritivos do IAC
Índice de distribuição de poros (cm·cm ⁻¹)	Ferramenta Solver (Excel)
Bubbling pressure (ψ_b) (cm)	Ferramenta Solver (Excel)

Inicialmente, foi utilizado o *software* Qualisolo 2009 (MANIERI *et al.*, 2009) para obter os parâmetros da curva de retenção de água no solo de acordo com a equação de Arya e Paris (1981). A curva de retenção obtida a partir dessa equação, já é, *per se*, uma função de pedotransferência, visto que é calculada a umidade no solo em função da distribuição do tamanho das partículas do solo, sendo as classes de tamanho das partículas distribuídas através de uma equação sigmoideal calculada com base nas frações de área, silte e argila. Vaz *et al.* (2005) ajustaram parâmetros de tal equação para solos brasileiros, tornando-a adequada para utilização no presente trabalho. Através de métodos de regressão compilados no *software* Qualisolo 2009, foram obtidos também os parâmetros para a curva de retenção de acordo com a equação de van Genuchten (1980), onde Ψ é o potencial mátrico (KPa), θ_r e θ_s são, respectivamente, umidade residual e umidade do perfil saturado, em m³·m⁻³, e α e n são parâmetros adimensionais de ajuste da equação.

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \cdot \left(\frac{1}{1 + (\alpha \cdot \psi)^n} \right)^{\frac{n-1}{n}} \quad \text{Equação 8}$$

Contudo, existem outros parâmetros utilizados em modelos hidrológicos distribuídos necessários à modelagem hidrológica. São parâmetros da curva de retenção calculados com uso da equação de Brooks e Corey (1964), ajustada por Hutson e Cass (1987), sendo eles: o *bubbling pressure* ψ_b (cm) e o índice de distribuição de poros λ (cm·cm⁻¹). Para isso foram calculados tais parâmetros, com auxílio da ferramenta Solver, do *software* Microsoft Excel, que melhor se ajustaram aos parâmetros da equação de van Genuchten (1980).

A equação original de Brooks e Corey (1964):

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \cdot \left(\frac{\psi_b}{\psi} \right)^\lambda$$

Equação 9

deveria ser válida para todos os valores de potencial mátrico, entretanto Hutson e Cass (1987) propuseram um modelo que melhor se ajusta as diferentes condições de umidade, utilizando duas equações aplicadas para condições de pressão diferentes. Inicialmente é preciso calcular um parâmetro conhecido como umidade crítica, θ_c :

$$\theta_c = \left(\frac{2 \cdot (1/\lambda)}{1 + 2 \cdot (1/\lambda)} \right) \cdot \theta_s$$

Equação 10

depois esse parâmetro é utilizado em outra equação para obter um parâmetro de ajuste, Θ_c :

$$\Theta_c = \frac{\theta_c - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$

Equação 11

finalmente é definida a equação de umidade em função da pressão, de acordo com Brooks e Corey (1964), ajustada por Hutson e Cass (1987) (Equação 12).

$$\theta = \left(1 - \left(\frac{\psi \cdot (1 - \Theta_c)^{1/2}}{\psi_b \cdot (\Theta_c)^{-1/\lambda}} \right)^2 \right) \cdot (\theta_s - \theta_r) + \theta_r$$

Equação 12

Posteriormente, é utilizado o critério que define a escolha da equação a ser utilizada, onde caso a umidade calculada de acordo com van Genuchten (1980), θ_{vg} , seja maior que a umidade crítica, deve-se utilizar a Equação 12, e caso menor, deve-se utilizar a Equação 9.

$$Se \begin{cases} \theta_{vg} < \theta_c \rightarrow \text{Equação 6} \\ \theta_{vg} \geq \theta_c \rightarrow \text{Equação 9} \end{cases} \quad \text{Equação 13}$$

Ainda com uso das funções de pedotransferência, foram obtidos dados de condutividade hidráulica saturada (K_{sat}), com auxílio do *software* Rosetta (SCHAAP; LEIJ; VAN GENUCHTEN, 2001), para as diferentes manchas de solo da bacia do Corumbataí.

Outros parâmetros de solo, utilizados em modelos hidrológicos, são erodibilidade, albedo e fração de porosidade. A erodibilidade foi calculada usando a equação apresentada por Denardin (1990) e Levy (1995), contudo, foi preciso converter as unidades do sistema internacional (SI) para as unidades do padrão americano, empregada nos modelos hidrológicos desenvolvidos nos EUA — o fator de conversão (0,1317) foi obtido em Foster *et al.* (1981). O valor de albedo definido é uma constante (0,155) utilizada em outros trabalhos no Brasil (BALDISSERA, 2005; MIRANDA *et al.*, 1996). A fração de porosidade foi definida pela relação entre o volume ocupado pelos poros e o volume total do solo (REICHARDT, 1987). (Equação 14).

$$Porosidade = 1 - \left(\frac{DensSolo}{DensParticulas} \right) \quad \text{Equação 14}$$

Todos os parâmetros foram tabulados e, através de um banco de dados relacional, foi possível fazer consultas (*queries*) e cálculos para obter os parâmetros necessários, nas unidades necessárias, aos modelos hidrológicos, usando linguagem SQL. Com essas consultas foi possível também resolver a questão das associações de solo, conforme apresentado por Sartori (2004) — em solos onde ocorre associação de dois ou mais tipos de solos, os parâmetros foram obtidos através de uma média ponderada. Quando ocorriam dois tipos de solos, o primeiro, dominante, contribuía com 60% do valor, e segundo tipo de solo contribuía com 40%. Para associações de 3 tipos de solos, o número máximo encontrado nos mapas do IAC, era feita a proporção de 50%, 30% e 20%, respectivamente.

O esquema abaixo ilustra as etapas necessárias para a confecção do banco de dados utilizado (Figura 15).

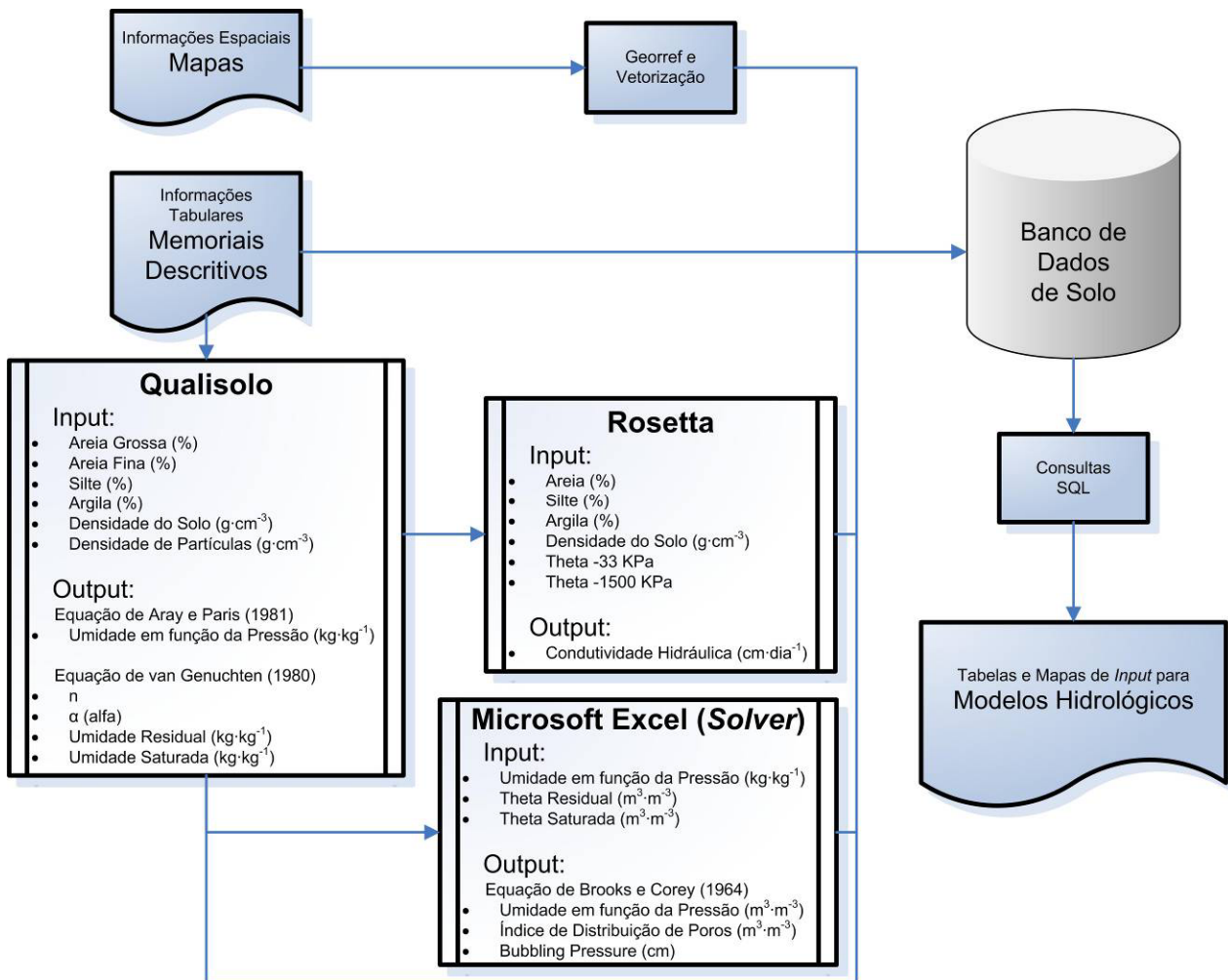


Figura 15 – Fluxograma de trabalho para confecção do banco de dados de solos necessário para obtenção dos parâmetros a serem utilizados em modelos hidrológicos baseados em processo. O *software* Qualisolo gerou os parâmetros da curva de retenção descrita por van Genuchten (1980) e Arya e Paris (1981) para cada tipo de solo. Com uso do *software* Microsoft Excel, foram obtidos os parâmetros da curva de retenção de Brooks e Corey (1964), modificada por Hutson e Cass (1987). Os parâmetros de condutividade hidráulica foram obtidos com o *software* Rosetta

4.5 Dados Meteorológicos

Os dados meteorológicos foram obtidos na estação meteorológica do CEAPLA (Centro de Análise e Planejamento Ambiental), localizada na UNESP – Campus Rio Claro (22°23'33"S, 47°32'47"W), distante cerca de 30 km da área de estudo (Tabela 4). Os dados estão em escala horária e foram disponibilizados para o período entre 4 de Fevereiro de 2010 e 31 de Outubro de 2011.

Tabela 4 – Variáveis meteorológicas necessários para calcular a evapotranspiração de acordo com o método de Penman-Monteith

Variável	Fonte
Pressão barométrica (polegadas de Hg)	Estação meteorológica
Umidade relativa do ar (%)	Estação meteorológica
Cobertura de nuvens (%)	Cálculos
Velocidade do vento (<i>knots</i>)	Estação meteorológica
Temperatura (°F)	Estação meteorológica
Radiação direta ($W \cdot m^{-2}$)	Estação meteorológica
Radiação global ($W \cdot m^{-2}$)	Estação meteorológica

Todos os dados necessários para calcular a evapotranspiração foram obtidos na estação meteorológica, exceto cobertura de nuvens que não estava disponível. Portanto, foi realizada uma seqüência de cálculos para converter o dado de radiação direta ($W \cdot m^{-2}$) em cobertura de nuvens (%). Alguns trabalhos (BURIOL *et al.*, 2012, DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2003) buscam fazer o inverso — determinar a radiação com base na cobertura de nuvens, com auxílio das equações de Angstrom-Prescott — dessa forma, regredindo as equações, foi calculada a variável que faltava.

Inicialmente, foi definido que a cobertura de nuvens é a razão entre a insolação (n) e o fotoperíodo (N), dado em número de horas. Quando a insolação é igual ou maior que o fotoperíodo, a cobertura de nuvens equivale a 0% e, quando a insolação é zero, a cobertura de nuvens é de 100% (Equação 15).

$$CoberturaNuvens(\%) = \left(1 - \frac{n}{N}\right) \cdot 100 \quad \text{Equação 15}$$

O fotoperíodo, por sua vez, é dado em função do ângulo horário ao nascer do sol (hns), em graus (Equação 16)

$$N = \left(\frac{hns}{15}\right) \cdot 2 \quad \text{Equação 16}$$

que é dado em função da latitude em grau decimal (ϕ) e da declinação solar (δ), também em graus (Equação 17),

$$hns = \arccos[-\tan(\phi) \cdot \tan(\delta)] \quad \text{Equação 17}$$

a qual é calculada em função do dia juliano (NDA) (Equação 18).

$$\delta = 23,45 \cdot \text{sen} \left[\left(\frac{360}{365} \right) \cdot (NDA - 80) \right] \quad \text{Equação 18}$$

A irradiância solar diária ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$), dado obtido na estação meteorológica, pode ser obtida com a Equação 19. Sendo assim, foi possível correlacionar um dado medido, com o dado que se busca obter, cobertura de nuvens (%). Foi utilizada a ferramenta *Goal Seek*, do *software* Microsoft Excel, para realizar tal procedimento.

$$Q_g = Q_o \cdot \left[a + b \cdot \left(\frac{n}{N} \right) \right] \quad \text{Equação 19}$$

Os parâmetros a e b são constantes, variando de acordo com a localidade. Para o município de Piracicaba apresentam valores de 0,27 e 0,5, respectivamente BLANCO; SENTELHAS, 2002 e MARIN *et al.*, 2006). A irradiância solar extraterreste diária ($\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$), Q_o , é calculada em função da constante solar ($J_o = 1.367 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$) (Equação 20), do fator de correção da distância entre o sol e a terra ($(d/D)^2$), adimensional, (Equação 21) e do ângulo zenital (Z_h), em graus (Equação 22).

$$Q_o = J_o \cdot \left(\frac{d}{D} \right)^2 \cdot \cos(Z_h) \quad \text{Equação 20}$$

$$\left(\frac{d}{D} \right)^2 = 1 + 0,033 \cdot \cos \left(360 \cdot \frac{NDA}{365} \right) \quad \text{Equação 21}$$

$$Z_h = \arccos \left[\text{sen}(\phi) \cdot \cos(\delta) + \cos(\phi) \cdot \cos(\delta) \cdot \cos(h) \right] \quad \text{Equação 22}$$

Para tornar os dados de cobertura de nuvens variando por hora, como todas as outras unidades medidas, tal como radiação solar líquida, foi usado o fator de ajuste do ângulo horário (Equação 23).

$$h = (HoraLocal - 12) \cdot 15 \quad \text{Equação 23}$$

4.5.1. Dados Pluviométricos

Os dados pluviométricos têm duas fontes distintas, sendo obtidos na estação pluviométrica localizada em Analândia (22°08'S, 47°40'W), prefixo DAEE D4-035 (DAEE, 2012a), e na estação meteorológica do Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA) (22°23'33"S, 47°32'47"W), distante cerca de 30 km da área de estudo. Nesta última as medições são realizadas em escala horária, conforme requerido por modelos hidrológicos baseados em processos, enquanto na estação gerenciada pelo DAEE as medições são realizadas diariamente.

Através da série temporal de precipitação, foi realizada a separação dos eventos de chuva com auxílio da tabela contendo macro em Visual Basic, disponibilizada juntamente com o modelo hidrológico utilizado. Para a separação da série temporal em eventos de chuva, definiu-se que é preciso haver o intervalo mínimo de 2 horas e 24 minutos (equivalente a um décimo de 24 horas) sem chuva, necessários para iniciar um novo evento.

Visando contornar o problema da resolução temporal dos dados e da distância entre as estações pluviométricas, foram utilizados apenas eventos de chuva que tivessem ocorrido no mesmo dia e com volumes similares, permitindo a utilização dos dados horários, medidos em Rio Claro, para modelagem hidrológica de uma bacia hidrográfica em Analândia. Para isso, os dados horários foram acumulados e discretizados para escala diária, permitindo comparação com os obtidos pela estação do D4-035. Por fim, foram selecionados 7 (sete) eventos ocorridos em ambas as localidades (Tabela 5) no período entre 4 de Setembro de 2010 e 12 de Novembro de 2010.

Tabela 5 – Eventos de precipitação obtidos na estação pluviométrica D4-035, localizada em Analândia e com medições diárias, e estação pluviométrica CEAPLA, localizada em Rio Claro com medições horárias, para o período entre 4 de Setembro de 2010 e 12 de Novembro de 2010. Os eventos destacados, em negrito, foram selecionados para a modelagem hidrológica, visto que apresentam alta correlação

Data	Est. Pluviom. D4-035 (mm)	Est. Pluviom. CEAPLA (mm)	N. do Evento	Data	Est. Pluviom. D4-035 (mm)	Est. Pluviom. CEAPLA (mm)	N. do Evento	Data	Est. Pluviom. D4-035 (mm)	Est. Pluviom. CEAPLA (mm)	N. do Evento
04/09/10		8,6	# 59	28/09/10	0,8	9,8	# 65	22/10/10	2,5		
05/09/10		7,4	# 59	29/09/10	1,9	0,4	# 67	23/10/10		0,6	# 78
06/09/10	3,8			30/09/10	18,5	0,2	# 68	24/10/10		0,2	# 80
07/09/10	4,8	0,4	# 60	01/10/10	5,2	5,0	# 70	25/10/10	11,8	12,4	# 81
08/09/10	0,2	0,2	# 62	02/10/10	4,5	6,8	# 71	26/10/10		1,6	# 82
09/09/10				03/10/10				27/10/10	0,2		
10/09/10				04/10/10				28/10/10			
11/09/10				05/10/10				29/10/10			
12/09/10				06/10/10	0,2			30/10/10	11,8	12,0	# 83
13/09/10				07/10/10	6,8	13,4	# 73	31/10/10	0,6		
14/09/10				08/10/10		0,0	# 73	01/11/10	0,2	1,2	# 85
15/09/10				09/10/10				02/11/10			
16/09/10				10/10/10				03/11/10			
17/09/10				11/10/10				04/11/10			
18/09/10				12/10/10				05/11/10	8,0	5,2	# 86
19/09/10				13/10/10				06/11/10	0,9		
20/09/10				14/10/10	1,9			07/11/10	0,1		
21/09/10				15/10/10	0,3	0,2	# 74	08/11/10		7,6	# 87
22/09/10				16/10/10	0,3	0,2	# 75	09/11/10	8,2	10,6	# 88
23/09/10				17/10/10		0,4	# 76	10/11/10	6,0	2,0	# 90
24/09/10	2,0	3,2	# 63	18/10/10	4,5	6,0	# 77	11/11/10			
25/09/10	14,0			19/10/10	0,2			12/11/10			
26/09/10	27,0	27,2	# 64	20/10/10	0,1			12/11/10			
27/09/10	18,3	4,0	# 64	21/10/10							

Estes 7 eventos selecionados apresentam alta correlação, $r^2=0,98$, com precipitações similares, sendo esse um critério mínimo necessário para modelar a vazão de uma bacia hidrográfica localizada distante 30 km da estação pluviométrica utilizada (Figura 16).

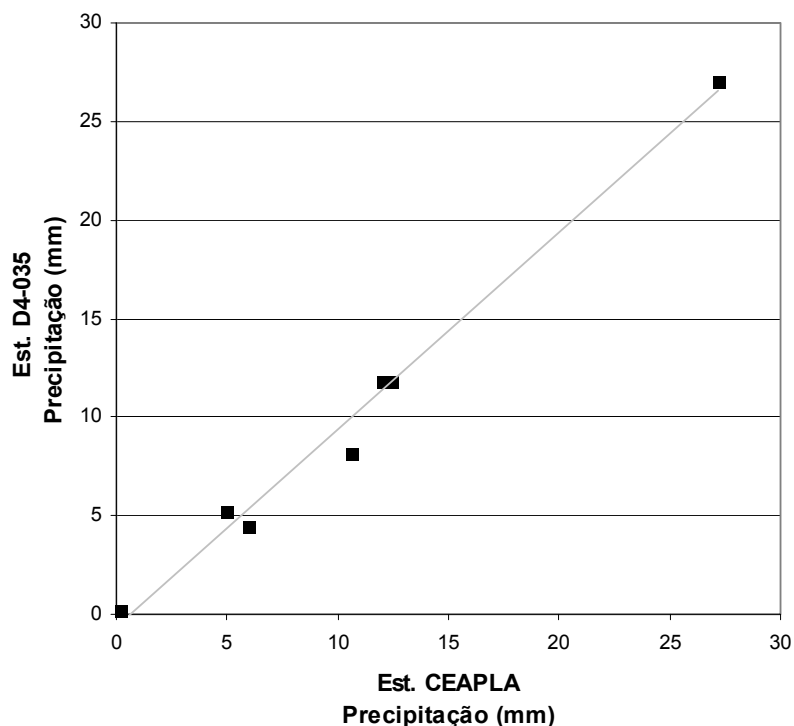


Figura 16 – Relação entre a precipitação medida na estação pluviométrico localizada no município de Rio Claro, no Centro de Análise e Planejamento Ambiental (CEAPLA) e na estação pluviométrica D4-035, localizada no município de Analândia

4.6 Dados Fluviométricos

Os dados fluviométricos foram obtidos na estação do DAEE, prefixo 4D-023, localizada no município de Analândia (DAEE, 2012b), no exutório da bacia do córrego do Cavalheiro ($22^{\circ}07'44''S$, $47^{\circ}40'02''W$). Os dados apresentam medição diária e foram disponibilizados até 31 de Dezembro de 2011. A vazão observada, disponibilizada pelo DAEE, é obtida com a média de duas leituras diárias, às 7h e às 18h (comunicação pessoal, Eng^a. Maria Laura Centini Góí).

A separação do hidrograma em escoamento base e escoamento direto foi feito usando o método proposto por Arnold *et al.* (1995) e Arnold e Allen (1999), com auxílio do *software* Baseflow Filter Program (Figura 17), visto que o modelo hidrológico utilizado calcula apenas o escoamento direto. O *software* faz a separação do hidrograma através da aplicação de um filtro recursivo, o qual determina o ponto de recessão (para detalhes, ver ARNOLD *et al.*, 1995 e ARNOLD; ALLEN, 1999).

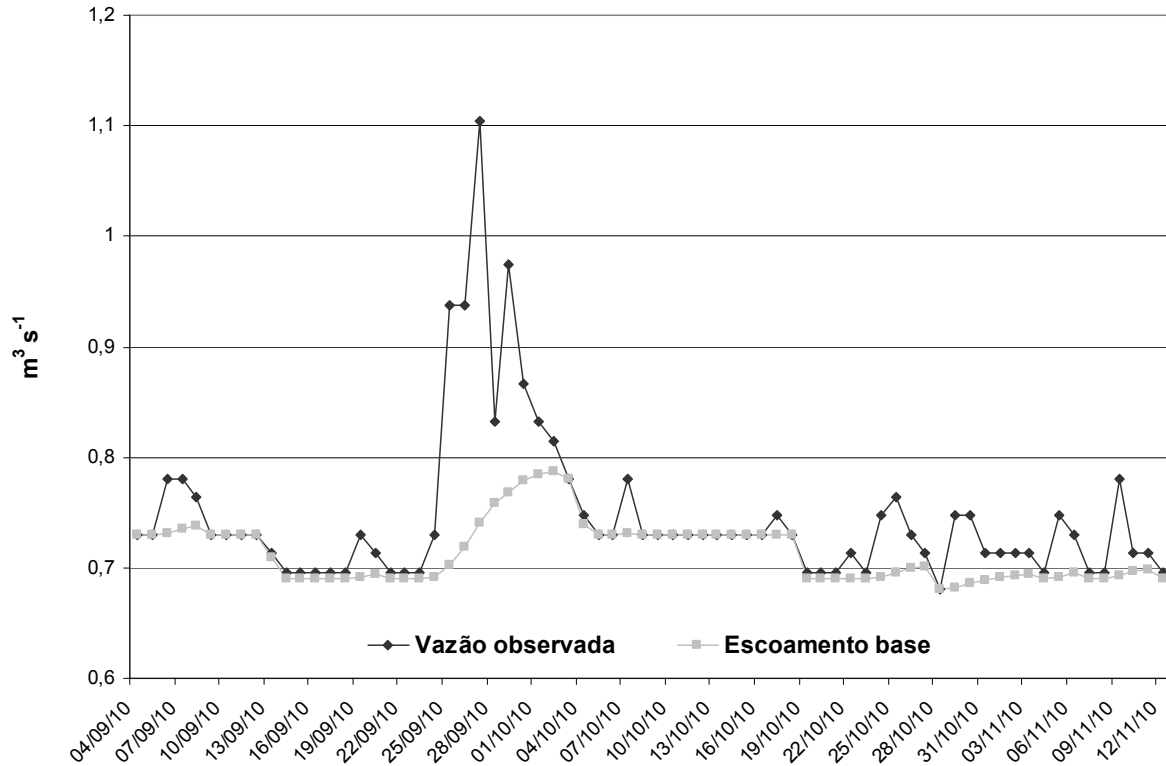


Figura 17 – Separação do hidrograma obtido com a vazão observada na estação fluviométrica 4D-023, em escoamento base e escoamento direto

4.7 Modelo Digital do Terreno

O modelo digital do terreno utilizado foi criado a partir da vetorização das cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC), com escala 1:10.000 e distância entre-cotas de 5 metros, elaboradas na década de 70. As cartas utilizadas foram 57/88, 57/89 e 58/89 (IGC, 1979a; IGC, 1979b, IGC, 1979c), recobrando toda a área de estudo (Figura 18). Foram vetorizados as curvas de nível, os pontos cotados e hidrografia.

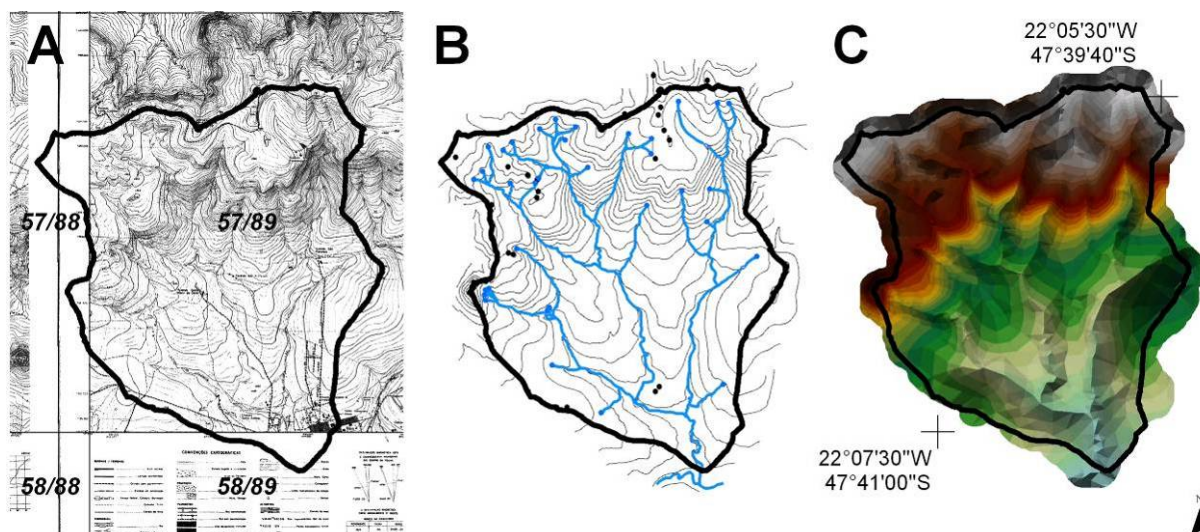


Figura 18 – Etapas para a confecção do DEM. Em A, as cartas topográficas do IGC, em B, as curvas de nível, hidrografia e pontos cotados vetorizados, em C, o arquivo *raster* gerado com o algoritmo *AnuDEM*

Para a conversão das feições vetoriais para o DEM, em formato *raster*, foi utilizado o algoritmo *AnuDEM* (HUTCHINSON, 1989; HUTCHINSON; DOWLING, 1991), compilado na ferramenta *Topo to Raster*, no *toolbox Spatial Analyst*, do ArcGIS (ESRI, 2009).

4.8 Variável Substituta: Índice Topográfico

Sabendo que o índice topográfico vem sendo utilizado isoladamente para predição de áreas saturadas (CAI; WANG, 2006; ARYAL; BATES, 2008; GRABS *et al.*, 2009), às vezes apresentando-se como método para a determinação das áreas variáveis de afluência (LYON *et al.*, 2004), optou-se por testar qual a correspondência que existe entre a distribuição da probabilidade de saturação, definida através da modelagem hidrológica distribuída, e o índice topográfico.

Existem diversas formas de calcular o índice topográfico, o presente trabalho avaliou o índice topográfico de acordo com Kirkby e Weyman (1974 *apud* BEVEN, 1997), que consiste em uma relação logarítmica entre a área de contribuição do *pixel* (α), em metros, e a declividade (β), em graus radianos (Equação 24).

$$\lambda_{IT} = \ln\left(\frac{\alpha}{\tan(\beta)}\right)$$

Equação 24

A outra forma de cálculo inclui a variável de profundidade do solo (Equação 25). Para a obtenção de dados de profundidade do solo, devido à indisponibilidade de tais informações especializadas, utilizou-se uma adaptação da ferramenta HAND (*Height Above the Nearest Drainage*) (RENNÓ *et al.*, 2008; NOBRE *et al.*, 2011) para o *software* ArcGIS (FERRAZ, não publicado).

$$\lambda_{ITP} = \ln\left(\frac{\alpha}{\tan(\beta) \cdot P}\right) \quad \text{Equação 25}$$

E a terceira equação testada foi proposta por Beven (1986 *apud* BEVEN, 1997) e incluiu a transmissividade dos solos, que resulta do produto entre a profundidade do solo (P) e condutividade hidráulica (K_{sat}), de acordo com a Equação 26.

$$\lambda_{ITPK} = \ln\left(\frac{\alpha}{\tan(\beta) \cdot K_{sat} \cdot P}\right) \quad \text{Equação 26}$$

Onde:

λ é o Índice topográfico;

α é a área de contribuição de cada *pixel* (metros);

β representa a declividade da vertente (graus radianos);

K_{sat} é a condutividade hidráulica saturada média do solo ($\text{m} \cdot \text{dia}^{-1}$);

P é a profundidade do solo (metros).

Além disso, existem diferentes algoritmos para o cálculo da área de contribuição e da declividade. Não é recomendado o uso do algoritmo tradicional, proposto por Jenson e Domingue (1988), que calcula a direção do fluxo usando apenas 8 direções (pontos cardeais e pontos colaterais) (QUINN *et al.*, 1991). Portanto, foi utilizado o algoritmo proposto por Tarboton (1997), implementado no *software* TauDEM, que permite o cálculo usando direções infinitas.

4.9 Delimitação das Áreas Hidrologicamente Sensíveis

Para a determinação de quais áreas correspondem às áreas variáveis de afluência, torna-se necessário definir qual o limite da probabilidade que separa as AVAs do restante da bacia. O limite foi originalmente estabelecido por Walter *et al.* (2000), onde se definiu que as AHS são aquelas que apresentam mais de 30% de probabilidade de saturação durante o período simulado, em simulações diárias. Siefert e Santos (2010) aplicaram o método no Brasil,

Dessa forma, a definição original do conceito de áreas hidrologicamente sensíveis foi dada pela formulação apresentada na Equação 27, aplicada a simulações em escala diárias.

$$Se \begin{cases} P_{sat} < 30\% \rightarrow NãoAHS \\ P_{sat} \geq 30\% \rightarrow AHS \end{cases} \quad \text{Equação 27}$$

O cálculo da probabilidade de saturação, conforme definido por Walter *et al.* (2000), consiste na relação entre o número de dias que ocorreu escoamento superficial maior que 0 mm, e o número total de dias simulados (Equação 28). No presente trabalho, substituiu-se a contagem do número total de dias simulados pelo número total de *timesteps*, restringindo-os aos períodos que tiveram alguma influencia do escoamento direto, ou seja, aos períodos com escoamento superficial maior que zero.

$$P_{sat} = \frac{\sum_j^n ts_{EscSup}}{\sum_j^n ts} \quad \text{Equação 28}$$

Essa modificação foi realizada visando adequar tal definição ao modelo hidrológico GSSHA, que apresenta resultados gerados em intervalos de 30 minutos. Para isso, foi também necessário ajustar a definição matemática de escoamento superficial. A escala temporal detalhada empregada no modelo hidrológico gerava distorção dos resultados, visto que frequentemente havia uma pequena lâmina d'água sobre a superfície durante os eventos de chuva, que não representa uma efetiva saturação do solo.

Portanto, optou-se por adotar diferentes critérios para determinar a probabilidade de saturação. Foi definido que a saturação ocorre quando o escoamento superficial é maior que 0 mm (como definido por Walter *et al.*, 2000). O procedimento foi realizado 100 vezes, aumentando 10^{-4} , até 0,01 mm e posteriormente foi feita a média de todas as 100 medições de P_{sat} , retirando a tendência da pequena lâmina d'água existente durante o evento de chuva.

Tais ajustes de definição são condizentes com a realidade observada no processo de escoamento superficial, vista que o processo de escoamento superficial ocorre algumas horas após os eventos de chuva, em escalas sub-diárias. Contudo, na definição original (WALTER *et al.*, 2000), foi empregado modelos hidrológicos de escala diária, que discretizam a ocorrência de escoamento superficial para todo o dia simulado, não garantindo a correta representação do escoamento superficial.

4.10 Cenários de Restauração Florestal

Foram simulados dois cenários alternativos ao cenário atual. O teste de cenários consiste na substituição do uso do solo atual pela classe de uso do solo floresta em locais específicos. A alteração permite compreender qual a importância da alocação de florestas em determinadas áreas, de acordo com os cenários, e sua influência nas respostas hidrológicas geradas pela bacia hidrográfica. Os cenários são:

4.10.1 Cenário Atual

Consiste no uso do solo atualmente mapeado, conforme apresentado no item 4.3 Uso do Solo.

4.10.2 Cenário AVA

Consiste na substituição dos usos do solo contidos nas áreas variáveis de afluição em florestas, simulando a restauração florestal apenas nessas áreas. A delimitação das AVAs foi feita a partir da modelagem hidrológica aplicada ao cenário

atual, definindo áreas que apresentam elevada probabilidade de saturação, conforme definido do item 4.9 Delimitação das Áreas Hidrológicamente Sensíveis.

4.10.3 Cenário Código Florestal

Elaborado para testar qual a importância das áreas de preservação permanente (APPs), conforme Lei nº. 4.771/65, (Código Florestal), para a manutenção dos recursos hídricos. Portanto, foram delimitadas as APPs da bacia do córrego do Cavalheiro e estabeleceu-se que todas as APP foram restauradas, com a recomposição de florestas (Figura 19).

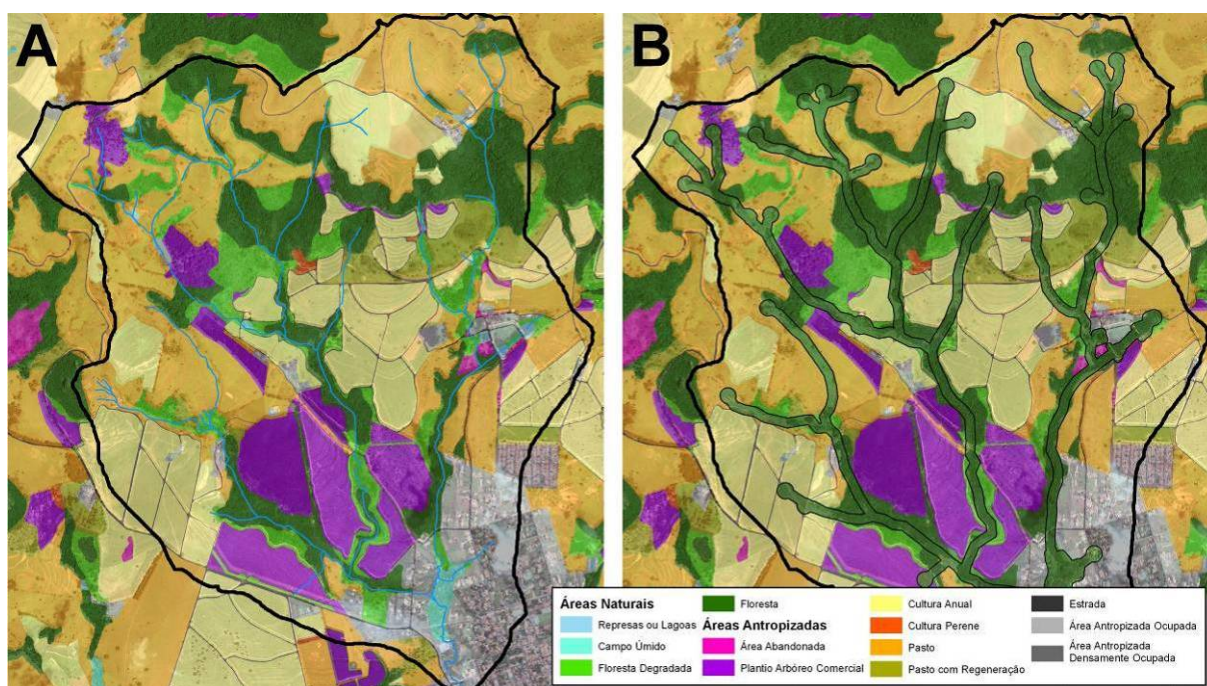


Figura 19 – Em A, uso do solo atual da bacia do córrego do Cavalheiro que compõe o cenário atual e, em B, o cenário Código Florestal, com as áreas de preservação permanente com cobertura florestal

4.11 Calibração

A calibração do modelo foi realizada manualmente, alterando os parâmetros de interceptação. Para avaliação da eficiência do modelo para predição das vazões, foram utilizados 10 diferentes índices para avaliar eficiência de modelos hidrológicos, permitindo comparação com diferentes trabalhos (KRAUSE; BOYLE; BÄSE, 2005).

O coeficiente de determinação (r^2) é bastante difundido e aplicado, varia entre 0 e 1, e descreve quanto dos dados observados são explicados pelos valores preditos.

$$r^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}) \cdot (P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}} \right)^2 \quad \text{Equação 29}$$

Contudo, os parâmetros da curva que descrevem a regressão entre os pontos observados e modelados devem ser analisados em conjunto com o índice r^2 , sendo importante que o coeficiente de inclinação da reta (b) seja próximo a 1, evitando super ou subestimação. Para isso, Krause, Boyle e Båse (2005) propuseram a versão ponderada do coeficiente de determinação.

$$wr^2 = \begin{cases} b \leq 1 \rightarrow |b| \cdot r^2 \\ b > 1 \rightarrow |b|^{-1} \cdot r^2 \end{cases} \quad \text{Equação 30}$$

A versão modificada do índice r^2 , definida por Smith *et al.* (2004). Neste índice, o índice r^2 é reduzido pela relação entre os desvios-padrão dos valores de vazão observados (O) e simulados (P). O menor desvio padrão (numerador) e maior desvio padrão (denominador) são selecionados visando criar um fator de ajuste menor 1 (um).

$$r_{\text{mod}}^2 = \left(r \cdot \frac{\min\{\sigma_O, \sigma_P\}}{\max\{\sigma_O, \sigma_P\}} \right)^2 \quad \text{Equação 31}$$

O índice de eficiência (E) de Nash e Sutcliffe (1970) é definido como 1 (um) menos a soma das diferenças absolutas quadradas entre os valores previstos e observados normalizados pela variação dos valores observados durante o período em investigação. A maior desvantagem encontra-se no expoente 2 (dois) utilizado na diferença entre valores observados e preditos. Como resultado, valores maiores em uma série temporal são fortemente superestimados e valores menores são negligenciados (LEGATES; McCABE, 1999).

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad \text{Equação 32}$$

O índice de concordância (d) proposto por Willmott (1981) visa resolver a insensibilidade de outros índices às diferenças nas médias e variâncias entre valores observados e preditos.

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n \left(|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}| \right)^2} \quad \text{Equação 33}$$

Ainda, para contornar a limitação dos índices apresentados, Krause, Boyle e Båse (2005) propuseram modificações no cálculo do índice de Nash-Sutcliffe. A forma logarítmica de E aumenta a sensibilidade do índice aos valores baixos, assim como as formas elevadas a j , sendo utilizado o valor sugerido de 1 (um) no expoente.

$$E_{Ln} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (LnO_i - Ln\bar{P})^2}{\sum_{i=1}^n (LnO_i - Ln\bar{O})^2} \quad \text{Equação 34}$$

$$E_j = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |O_i - P_i|^j}{\sum_{i=1}^n |O_i - \bar{O}|^j} \quad \therefore j \in \mathbf{N} \quad \text{Equação 35}$$

$$d_j = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n |O_i - P_i|^j}{\sum_{i=1}^n \left(|P_i - \bar{O}|^j + |O_i - \bar{O}|^j \right)} \quad \therefore j \in \mathbf{N} \quad \text{Equação 36}$$

Krause, Boyle e Bãse (2005) ainda apresentam índices relativos, em contraponto com os índices baseados em valores absolutos apresentados acima. Dessa forma, os valores preditos são quantificados como desvios relativos, reduzindo a influência das diferenças absolutas durante vazões elevadas.

$$E_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{O_i - P_i}{O_i} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{O_i - \bar{O}}{\bar{O}} \right)^2} \quad \text{Equação 37}$$

$$d_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n \left(\frac{O_i - P_i}{O_i} \right)^2}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{|P_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|}{\bar{O}} \right)^2} \quad \text{Equação 38}$$

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Buscou-se apresentar os resultados de acordo com o desenvolvimento desse trabalho. Inicialmente apresentaram-se as premissas básicas, como a calibração e parâmetros utilizados, que definem o modelo hidrológico e, posteriormente, foram apresentadas as análises e discussões dos resultados modelados.

A comparação de cenários modelados possibilitou indicar quais as vantagens e desvantagens de cada um deles, fundamental na definição das aplicações do trabalho na gestão de recursos hídricos e planejamento integrado de bacias hidrográficas. Enquanto a avaliação do índice topográfico como variável substituta foi relevante para transformar o método aqui proposto em ferramenta de manejo, de fácil aplicação e incorporação como prática conservacionista.

5.1 Calibração

Devido à ausência de dados fluviométricos horários, conforme requerido pelo GSSHA, optou-se por fazer a calibração utilizando o volume do escoamento direto modelado confrontado com o volume do escoamento direto observado, obtido através do método de separação de hidrograma proposto por Arnold *et al.* (1995) e Arnold e Allen (1999). A calibração do modelo foi satisfatória utilizando o índice de concordância (d), proposto por Willmott (1981), e com o r^2 , com 90% de acerto. Porém, alguns índices não apresentaram valores adequados, indicando que a escolha do índice pode alterar de maneira significativa a avaliação dos modelos hidrológicos, conforme já discutido em outros trabalhos (Tabela 6).

Tabela 6 – Índices de calibração do modelo hidrológico GSSHA, ajustado para a bacia do córrego do Cavalheiro. Em destaque os valores mais relevantes, acima de 0,6

Coeficientes	Valores
r^2	0,902
r^2_{mod}	0,191
wr^2	0,437
E	-0,628
E_j	-0,157
E_{Ln}	0,718
E_{rel}	0,401
d	0,837
d_j	0,617
d_{rel}	0,940

Cabe ressaltar que a calibração foi executada apenas para os 7 eventos que apresentaram boa correlação entre as estações pluviométricas de Rio Claro (CEAPLA) e Analândia (D4-035), citados no item 4.5.1. *Dados Pluviométricos*, visto que o modelo requer dados horários, disponíveis apenas na estação meteorológica Rio Claro, enquanto os dados disponibilizados na estação pluviométrica de Analândia são diários. A análise visual da Figura 20 mostra que o modelo hidrológico calibrado gera volumes de escoamento direto similares em relação aos dados observados para esses 7 eventos selecionados.

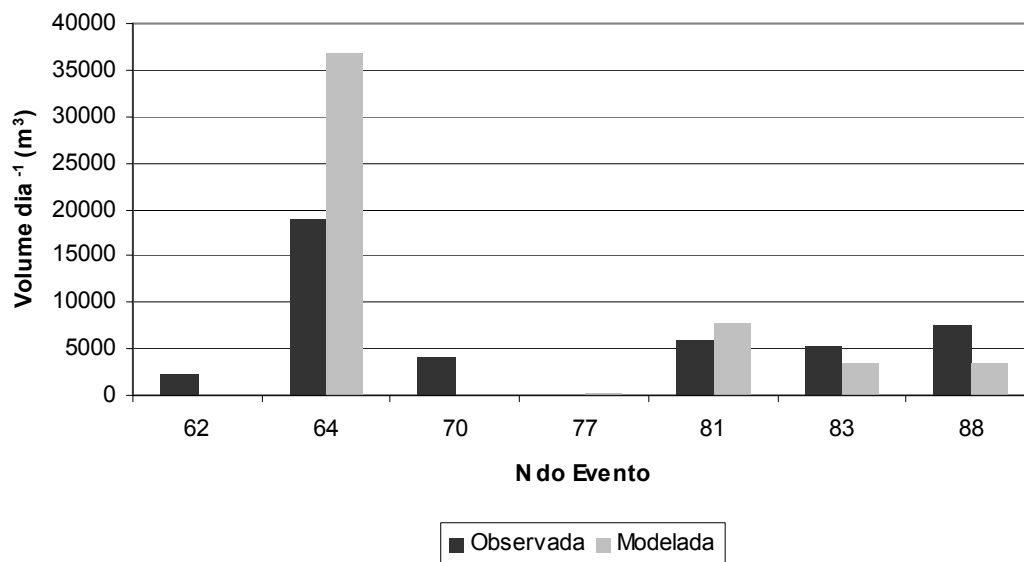


Figura 20 – Volume diário observado confrontado com volume modelado para os 7 eventos selecionados

A calibração do modelo foi realizada manualmente, alterados os parâmetros de interceptação definidos inicialmente com base em dados de literatura (Horton, 1919). Optou-se por aumentar os valores da capacidade de armazenamento (mm) e coeficiente de interceptação ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$) para retirar água do sistema (Tabela 7), tendo em vista que com uso dos valores teóricos, a vazão modelada se apresentava acima do esperado.

Tabela 7 – Parâmetros alterados para calibração do modelo hidrológico GSSHA, na bacia do córrego do Cavalheiro

Classe de Uso	Parâmetros iniciais		Parâmetros ajustados	
	Capacidade de armazenamento (mm)	Coefficiente de interceptação ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$)	Capacidade de armazenamento (mm)	Coefficiente de interceptação ($\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$)
Campo úmido	3,00	0,60	6,00	0,96
Floresta	5,00	0,70	10,00	1,12
Floresta degradada	5,00	0,60	10,00	0,96
Área abandonada	6,00	0,30	12,00	0,48
Cultura anual	2,00	0,30	4,00	0,48
Cultura perene	4,00	0,35	8,00	0,56
Pasto	2,00	0,20	4,00	0,32
Pasto com regeneração	2,00	0,22	4,00	0,35
Plantio arbóreo comercial	4,50	0,65	9,00	1,04
Estrada	1,00	0,01	2,00	0,02
Área antropizada ocupada	1,00	0,30	2,00	0,48
Área antr. dens. Ocupada	1,00	0,20	2,00	0,32
Represas ou lagoas	1,00	0,05	2,00	0,08

Faz-se necessário informar que a escolha do parâmetro de interceptação não segue as recomendações explicitadas em Downer e Ogden (2004a), que utilizam apenas parâmetros relacionados ao processo de infiltração para realizar a calibração. Concluem que os parâmetros capacidade de campo e condutividade hidráulica no nível freático são mais sensíveis, condutividade hidráulica e índice de distribuição de poros têm sensibilidade moderada, umidade no ponto de murcha e profundidade das raízes têm pouca sensibilidade enquanto porosidade e umidade residual são insensíveis à calibração.

5.2 Parâmetros Utilizados

A escolha pelos parâmetros de interceptação foi devida aos diversos testes de sensibilidade executados por Rafael Mingoti (comunicação pessoal), que levavam em consideração a influência da alteração dos parâmetros nos resultados finais, e a robustez na forma de cálculo do processo pelo GSSHA. Além disso, outro motivo metodológico que induziu a utilização apenas dos parâmetros de calibração foi a impossibilidade de utilização do algoritmo *Shuffled Complex Evolution* (SCE) de automação de calibração de modelos (DUAN; SOROOSHIAN; GUPTA, 1992), disponível na interface do GSSHA, devido ao elevado custo computacional.

Contudo, dentre outros motivos, há de se considerar que a interceptação é um processo complexo, que varia ao longo do evento de chuva e do tipo de chuva, apresentando uma capacidade de armazenamento no início do evento, sendo reduzida ao longo do mesmo (MUZYLO *et al.*, 2009). Entretanto, a resolução desse processo pelo modelo GSSHA é empírico, e desconsidera essa variação nas taxas de interceptação ao longo do evento.

Por fim, os parâmetros de interceptação definidos após a calibração são apresentados na Tabela 7. A evapotranspiração foi calculada de acordo com Penman-Monteith e tiveram os parâmetros obtidos em Downer, Ogden e Byrd (2008) (Tabela 8).

Tabela 8 – Parâmetros definidos para cálculo da evapotranspiração, utilizando o modelo GSSHA, na bacia do córrego do Cavalheiro

Classe de Uso do Solo	Albedo	Altura da vegetação (m)	Coefficiente de radiação	Resistência estomática ($s \cdot m^{-1}$)
Campo úmido	0,10	2,00	0,70	50
Floresta	0,15	12,00	0,12	150
Floresta degradada	0,15	10,00	0,12	130
Área abandonada	0,20	1,00	0,30	86
Cultura anual	0,15	1,00	0,25	90
Cultura perene	0,20	2,00	0,20	100
Pasto	0,22	0,50	0,18	200
Pasto com regeneração	0,23	0,50	0,18	86
Plantio arbóreo comercial	0,12	16,00	0,15	120
Estrada	0,20	0,10	0,80	20
Área antropizada ocupada	0,18	0,50	0,80	30
Área antr. densamente ocupada	0,20	0,80	0,80	20
Represas ou lagoas	0,10	0,10	1,00	10

A rugosidade, dada pelo coeficiente de Manning, foi definida para todas as possíveis combinações entre o mapa de solos e uso dos solos (Tabela 9). Para isso, foi estabelecido o grupo hidrológico de cada tipo de solo e foi definido o valor de CN para cada uso do solo, ajustados para as condições brasileiras por Sartori (2004). Posteriormente os valores de CN foram convertidos para o valor do coeficiente de Manning através da fórmula definida para cálculo do tempo de concentração de uma bacia (Kent, 1972), através do método de conversão proposto por Mingoti (2011).

Tabela 9 – Parâmetros definidos para cálculo de escoamento superficial, afetada pela rugosidade, utilizando o modelo GSSHA, na bacia do córrego do Cavalheiro

Tipo de Solo	Grupo CN	Classe de uso do solo	Coefficiente de Manning
LV-2	A	Área abandonada	0,078709
		Área antropizada ocupada	0,067175
		Cultura anual	0,059219
		Estrada	0,034967
		Floresta	0,121730
		Floresta degradada	0,086688
		Pasto	0,078709
		Pasto com regeneração	0,109520
		Plantio arbóreo comercial	0,121730
		LV-6 + Pi	A
Cultura anual	0,059219		
Estrada	0,034967		
Floresta	0,121730		
Pasto	0,078709		
Pasto	0,078709		
Plantio arbóreo comercial	0,121730		
AQ	B	Área antropizada densamente ocupada	0,022772
		Área antropizada ocupada	0,040149
		Cultura anual	0,037499
		Estrada	0,023778
		Floresta	0,055589
		Floresta degradada	0,042928
		Pasto	0,041522
		Pasto com regeneração	0,053852
PV-5	C	Plantio arbóreo comercial	0,055589
		Cultura anual	0,026908
		Estrada	0,017985
		Floresta	0,040149
		Floresta degradada	0,030221
		Pasto	0,029095
Li-3 + TE-1	D	Plantio arbóreo comercial	0,036219
		Área antropizada ocupada	0,022772
		Cultura anual	0,022772
		Cultura perene	0,017071
		Estrada	0,016171
		Floresta	0,032544
		Floresta degradada	0,023778
		Pasto	0,023778
Pasto com regeneração	0,027991		
		Plantio arbóreo comercial	0,029095

Os parâmetros de retenção foram adaptados de acordo com Downer, Ogden, Byrd (2008), sendo um processo bastante simples, que requer apenas um parâmetro, que define o volume de água retida na superfície do solo (Tabela 10).

Tabela 10 – Parâmetros definidos para cálculo da retenção, utilizando o modelo GSSHA, na bacia do córrego do Cavalheiro

Classe de uso do solo	Retenção (mm)
Campo úmido	2,00
Floresta	5,00
Floresta degradada	4,50
Área abandonada	3,00
Cultura anual	2,80
Cultura perene	3,80
Pasto	2,50
Pasto com regeneração	2,80
Plantio arbóreo comercial	3,50
Estrada	1,00
Área antropizada ocupada	1,00
Área antropizada densamente ocupada	2,00
Represas ou lagoas	1,00

O cálculo da infiltração pelo modelo GSSHA requer parâmetros de entrada separados em 3 camadas, porém, como os solos descritos pelo Instituto Agronômico de Campinas (IAC), utilizados neste trabalho, utilizam apenas dois horizontes, foi definido que os parâmetros do horizonte B são iguais para as camadas 2 e 3, e a profundidade do solo do horizonte B foi dividida entre a camada 2 e 3, enquanto o horizonte A representa a camada 1 (Tabela 11).

A discretização vertical requerida para resolução da equação de Richards foi definida em 10 centímetros para todas as camadas. O intervalo de tempo para o processamento empregado em todos os processos foi definido em 60 segundos, que garante boa resolução das equações (DOWNER; OGDEN, 2004b), enquanto a grade de análise (*grid*) é composta por *pixel* de 50 metros, totalizando 3.932 células.

O tamanho do *pixel* foi definido devido ao elevado custo computacional, dado que quanto menor o *pixel*, a simulação requer maior tempo de processamento. Em testes prévios, pode-se observar que para o período simulado — cerca de dois meses — com *pixel* de 10 metros, eram necessários 18 horas para executar uma simulação. Para *pixels* de 50 metros a mesma simulação era realizada em aproximadamente 1 hora. Todas as simulações foram feitas usando processador Intel Core 2 Duo, 2GHz.

Tabela 11 – Parâmetros de infiltração utilizados no modelo hidrológico GSSHA, ajustado para a bacia do córrego do Cavalheiro

Camada	Siglas	Condutividade hidráulica (cm·hora ⁻¹)	Porosidade (m ³ ·m ⁻³)	Umidade residual (m ³ ·m ⁻³)	Umidade inicial (m ³ ·m ⁻³)	Ponto de murcha (m ³ ·m ⁻³)	Capacidade de campo (m ³ ·m ⁻³)	Profundidade (cm)	Índice de distribuição de poros (cm·cm ⁻¹)	Bubbling pressure (ψ _b) (cm)	Discretização vertical (cm)
1	AQ	2,124042	0,448589	0,030962	0,246719	0,063389	0,246719	60	0,507536	9,785077	10
	LV-2	17,713876	0,568168	0,073430	0,207219	0,075872	0,207219	60	1,058542	9,944522	10
	LV-6 + Pi	5,923721	0,620005	0,307698	0,419904	0,324833	0,419904	20	0,523677	5,000000	10
	LV-6 + Pi	5,923721	0,620005	0,307698	0,419904	0,324833	0,419904	20	0,523677	5,000000	10
	Li-3 + TE-1	0,669069	0,437004	0,139175	0,342144	0,211267	0,342144	20	0,285569	9,603722	10
	PV-5	2,148660	0,612846	0,215970	0,401052	0,258548	0,401052	60	0,391775	5,000000	10
2	AQ	2,124042	0,429443	0,042579	0,240054	0,071150	0,240054	140	0,517560	9,791723	10
	LV-2	17,713876	0,563534	0,107044	0,247341	0,130567	0,247341	150	0,531876	5,000000	10
	LV-6 + Pi	5,923721	0,628391	0,395335	0,450470	0,399806	0,450470	100	1,036449	7,639098	10
	LV-6 + Pi	5,923721	0,628391	0,395335	0,450470	0,399806	0,450470	100	1,036449	7,639098	10
	Li-3 + TE-1	0,461919	0,231233	0,139904	0,192529	0,151036	0,192529	40	0,166971	3,887980	10
	PV-5	2,148660	0,558360	0,338936	0,432471	0,366714	0,432471	100	0,371418	5,000000	10
3	AQ	2,124042	0,429443	0,042579	0,240054	0,071150	0,240054	140	0,517560	9,791723	10
	LV-2	17,713876	0,563534	0,107044	0,247341	0,130567	0,247341	150	0,531876	5,000000	10
	LV-6 + Pi	5,923721	0,628391	0,395335	0,450470	0,399806	0,450470	100	1,036449	7,639098	10
	LV-6 + Pi	5,923721	0,628391	0,395335	0,450470	0,399806	0,450470	100	1,036449	7,639098	10
	Li-3 + TE-1	0,461919	0,231233	0,139904	0,192529	0,151036	0,192529	40	0,166971	3,887980	10
	PV-5	2,148660	0,558360	0,338936	0,432471	0,366714	0,432471	100	0,371418	5,000000	10

5.3 Balanço Hídrico

Com o modelo devidamente parametrizado e calibrado, foi possível compreender como a água precipitada, que entra na bacia hidrográfica, é conduzida pelos diversos processos hidrológicos, até sair da bacia pelo exutório (Tabela 12). Os dados corroboram com Hewlett (1982), que indica a evapotranspiração como a maior responsável pela perda de água, representando cerca de 70% de toda a água precipitada. A vazão (ou descarga) engloba a precipitação sobre o canal, escoamento superficial e escoamento sub-superficial, enquanto o volume de água restante na superfície representa um volume de água transitório, que ao final do evento simulado, não havia sido direcionada a nenhum dos processos hidrológicos.

Tabela 12 – Balanço hídrico global da bacia do córrego do Cavalheiro para o período simulado (4/9/2010~10/11/2010), no cenário atual

Período	Processo	Modelo	Volume (mm)	%
No evento	Precipitação	<i>Entrada</i>	146,49	
	Interceptação	<i>Saída</i>	111,48	75,08%
	Evapotranspiração direta	<i>Saída</i>	5,23	3,52%
	Evapotranspiração total	<i>Saída</i>	8,95	6,03%
	Água infiltrada	<i>Saída</i>	4,53	3,05%
	Abastecimento do lençol freático	<i>Saída</i>	6,09	4,10%
	Vazão	<i>Saída</i>	12,19	8,21%
	Total de saída		148,47	100,00%
Entre eventos	Volume inicial de água no solo	<i>Armazenamento</i>	615,10	
	Volume final de água no solo	<i>Armazenamento</i>	524,46	
	Evapotranspiração entre eventos	<i>Saída</i>	95,64	

Os processos hidrológicos acima apresentados também são disponibilizados por evento (Tabela 13), permitindo analisar se os eventos de maior intensidade de chuva apresentam padrão diferente dos eventos com menor intensidade de chuva. Entretanto, não se observou padrão bem definido para os dados, tendo em vista que os resultados obtidos por modelagem hidrológica são dependentes espacial e temporalmente — eventos com pequena precipitação apresentam respostas hidrológicas diferentes, devido às condições hidrometeorológicas e condições antecedentes de umidade do solo, ambas altamente variáveis no tempo e espaço.

Tabela 13 – Balanço hídrico, por evento, da bacia do córrego do Cavalheiro para o período simulado (4/9/2010~10/11/2010), no cenário atual

Evento	Precipitação (mm)	Interceptação	Evapotranspiração direta	Evapotranspiração total	Água infiltrada	Abastecimento do lençol freático	Vazão
# 64	31,23	65,55%	0,58%	1,70%	7,07%	5,35%	19,76%
# 73	13,37	78,38%	2,21%	3,83%	1,09%	6,87%	7,62%
# 82	13,10	55,69%	10,57%	10,60%	0,02%	2,82%	20,29%
# 81	12,42	91,22%	0,49%	0,50%	0,02%	2,75%	5,02%
# 83	11,91	65,62%	15,91%	15,96%	0,01%	1,03%	1,48%
# 65	11,22	78,81%	-0,09%	-0,09%	13,44%	5,73%	2,19%
# 88	10,52	90,84%	2,50%	2,51%	0,01%	1,79%	2,36%
# 87	7,60	99,13%	0,00%	0,00%	0,00%	0,87%	0,01%
# 71	6,71	86,39%	2,61%	5,99%	2,30%	2,08%	0,63%
# 77	5,99	97,65%	0,06%	0,06%	0,01%	2,16%	0,05%
# 70	5,00	78,85%	0,00%	14,12%	1,15%	5,87%	0,01%
# 84	4,14	98,54%	0,21%	0,21%	0,00%	0,79%	0,25%
# 63	3,18	66,53%	0,13%	25,99%	0,34%	7,01%	0,00%
# 89	2,95	90,09%	0,00%	0,00%	0,01%	3,99%	5,91%
# 61	2,58	95,46%	0,08%	0,85%	0,08%	3,52%	0,00%
# 90	2,00	93,41%	0,00%	0,00%	0,01%	3,59%	2,99%
# 85	1,19	92,83%	0,00%	0,00%	0,09%	7,07%	0,00%
# 66	0,40	13,06%	14,40%	44,92%	16,33%	6,33%	4,96%
# 72	0,40	66,19%	0,00%	0,00%	2,89%	30,75%	0,17%
# 67	0,39	80,30%	0,00%	0,00%	0,04%	19,66%	0,00%
# 74	0,20	72,20%	0,00%	0,05%	0,09%	27,66%	0,00%
Média	6,98	78,89%	2,37%	6,06%	2,14%	7,03%	3,51%

O hidrograma resultante do período modelado é apresentado na Figura 21. Entretanto, é possível observar algumas falhas, visto que eventos de chuva de número 59 e 86 (para informações do evento, ver Tabela 5) não puderam ser modelados por falhas ocorridas no modelo, e outros eventos foram descartados da análise por apresentarem erro de conservação de massa maior que 10%.

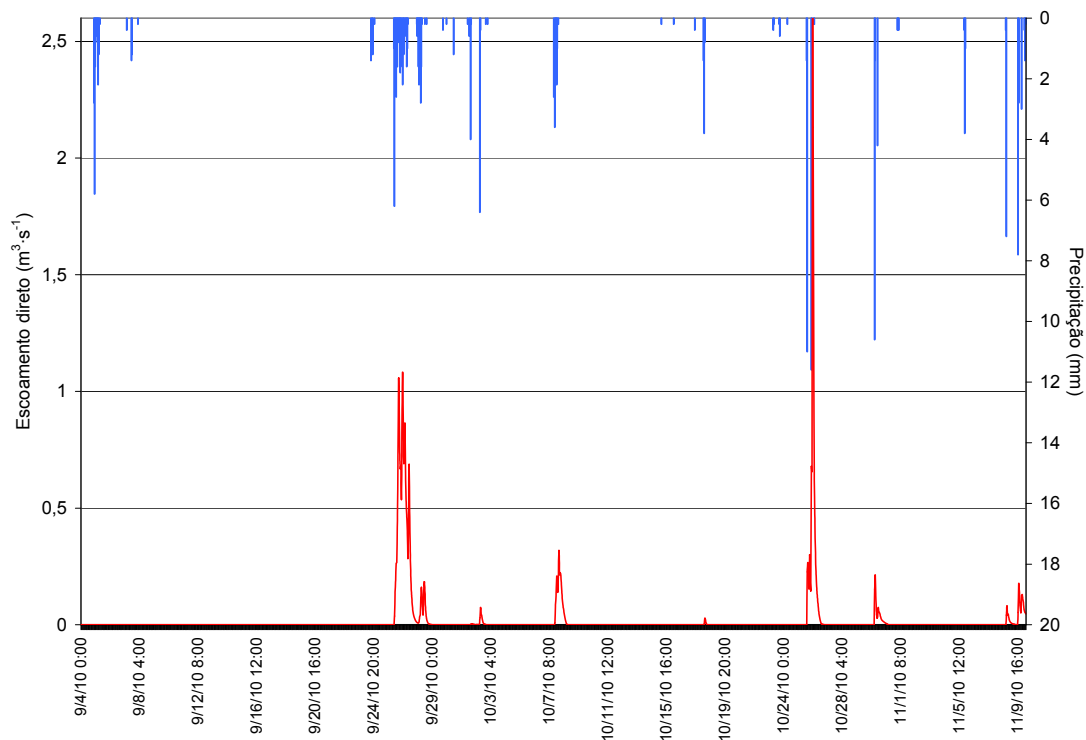


Figura 21 – Hidrograma da bacia do córrego do Cavalheiro para o período simulado (4/9/2010~10/11/2010), no cenário atual

Na Figura 22 optou-se por apresentar apenas um trecho detalhado do hidrograma, pois a observação de todo o período simulado impossibilita notar os detalhes da resposta hidrológica, perante a precipitação observada. Cabe ressaltar que a vazão disponibilizada pelo GSSHA representa apenas o escoamento direto, visto que o módulo de aquíferos, que gera os dados de escoamento base, não foi habilitado devido a parâmetros de ajuste indisponíveis para a região.

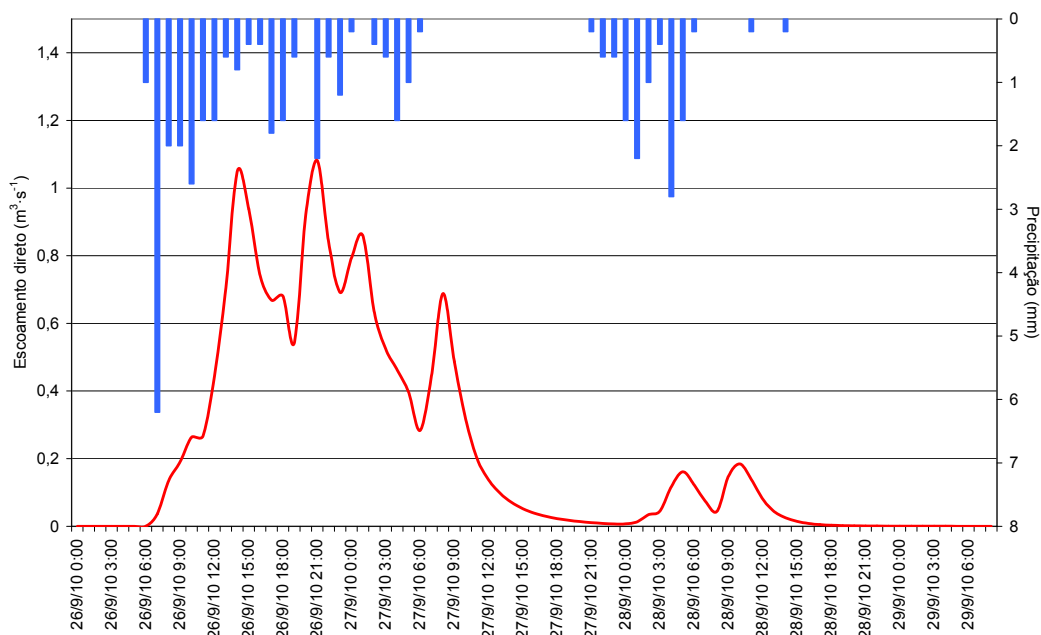


Figura 22 – Hidrograma da bacia do córrego do Cavalheiro para intervalo do período simulado (26/9/2010~29/9/2010), no cenário atual, possibilitando observar maior detalhamento

5.4 Distribuição Espacial do Escoamento Superficial

A geração de escoamento superficial se dá majoritariamente próximo aos cursos d'água (DUNNE; BLACK, 1970; CHORLEY, 1978), devido as grandes áreas de contribuição e conseqüente acúmulo de água no perfil de solo e extravasamento, ocasionando escoamento superficial. A dinâmica de expansão e contração é característica dessas áreas, resultando nas chamadas áreas variáveis de afluência. O escoamento superficial foi analisado considerando a probabilidade de saturação, conforme definida na Equação 28.

A distribuição espacial da probabilidade de saturação pode ser vista na Figura 23, evidenciando às altas probabilidades próximas aos cursos d'água.

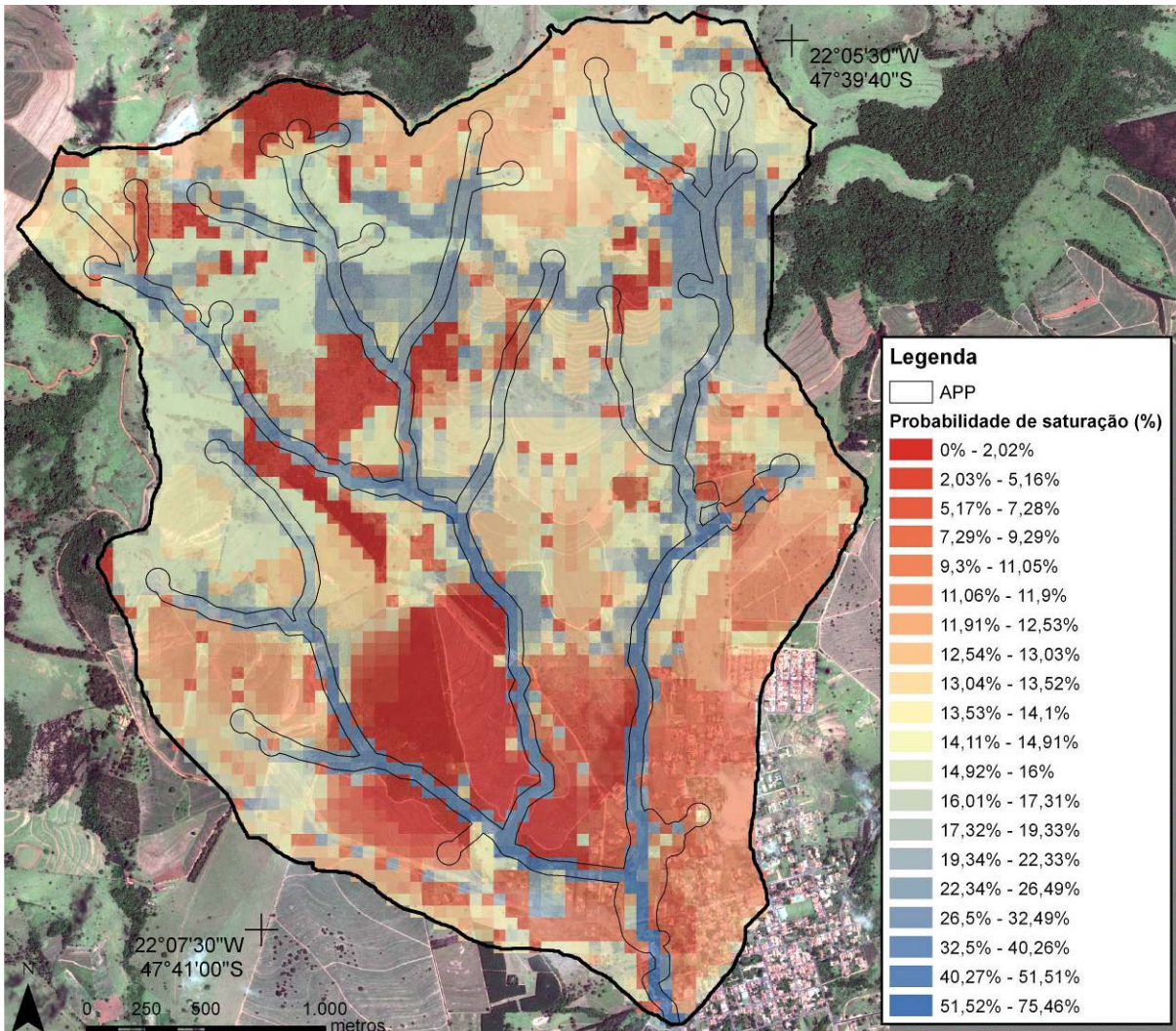


Figura 23 – Distribuição da probabilidade de saturação hídrica na bacia do córrego do Cavalheiro, durante os eventos de chuva

A distribuição da probabilidade de saturação pelas classes de uso do solo revela que algumas classes apresentam poucas áreas que tem probabilidade de saturação maior que 30% — limite utilizado para diferenciar as AVAs de outras áreas (Figura 24). Áreas cobertas com plantio comercial praticamente não apresentaram saturação hídrica durante o período modelado, visto que existem muitas perdas de água pelo processo de evapotranspiração nessas áreas. As áreas antropizadas geralmente não apresentaram tendência a gerar escoamento superficial, entretanto, existem diversos *outliers* representando pontos localizados não incluídos na tendência desta classe, e geram escoamento superficial, indicando a possibilidade de utilização das ferramentas de modelagem distribuída para predição de enchentes e sistemas de alerta (VIANNA; DORTZBACH, 2009).

Os campos úmidos apresentam maiores probabilidades de saturação, com a mediana da probabilidade de saturação maior que os 30%, revelando áreas frequentemente saturadas durante os eventos de chuva, conforme o esperado. As áreas florestadas — quer sejam floresta ou floresta degradada — apresentam alta probabilidade de saturação, visto que são classes de uso que frequentemente recobrem as margens dos rios. Contudo, no presente trabalho não foram diferenciadas as tipologias florestais entre florestas estaduais semidecíduais, ocorrentes na região (RODRIGUES, 1999), e florestas paludosas, associadas aos cursos d'água, permitindo um refinamento da análise.

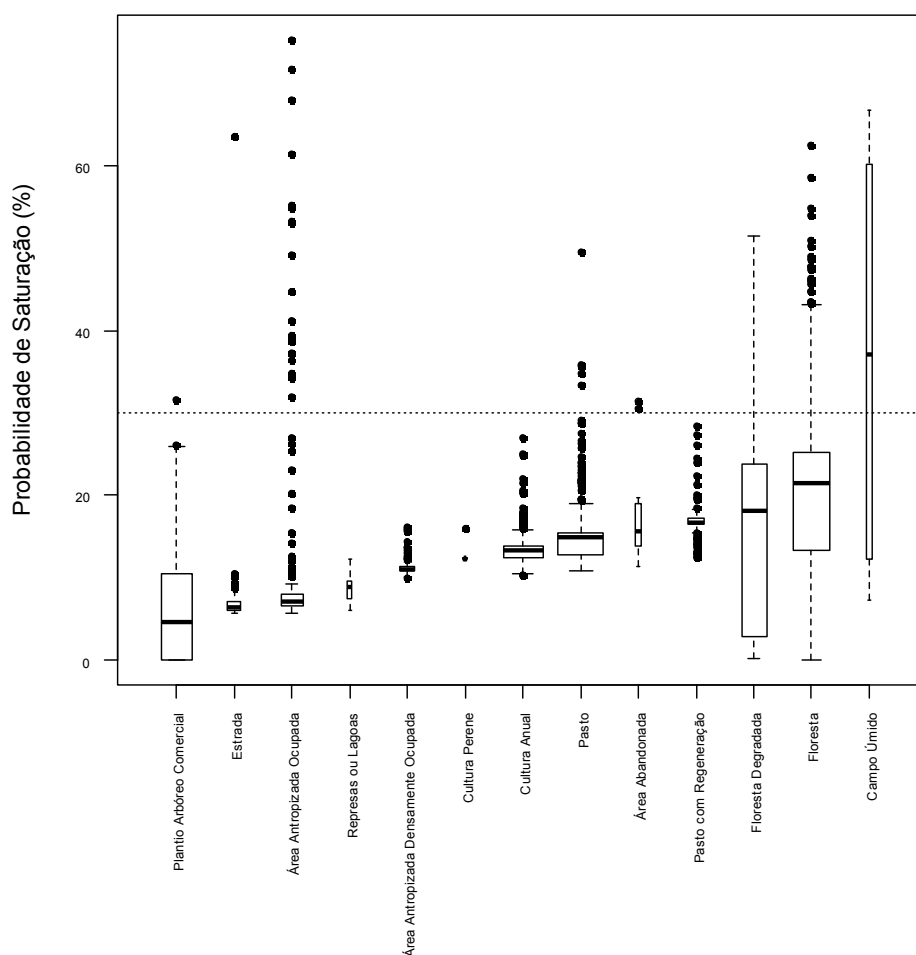


Figura 24 – Gráfico BoxPlot, indicando a distribuição dos *pixels*, e suas probabilidades de saturação, pelas classes de uso do solo, no cenário atual

Diversos trabalhos utilizam as tipologias vegetacionais associadas aos cursos d'água para definirem as áreas variáveis de afluência (SILVA *et al.*, 2007; LOPEZ; KURSAR, 2003; MULLER, 1997). Zakia (1998) define espécies indicadoras de zonas

ripárias, já Siefert (2012) faz o mapeamento da vegetação hidrófila, com saturação permanente, e higrófila, com elevada probabilidade de saturação, correlacionando com classes de índice topográfico. Porém, em diversos casos onde ocorreram alterações antrópicas na vegetação, torna-se inviável definir as AVAs com base em critérios botânicos.

Por isso, é fundamental estabelecer limites claro, que definiriam quais áreas são ou não consideradas AVAs, com a utilização de conceitos físicos de escoamento superficial e áreas variáveis de afluência, no intuito de estabelecer uma ferramenta de manejo, com objetivo de fornecer diretrizes para o planejamento integrado de bacias hidrográficas. Agnew *et al.* (2006) apresentou uma forma de definir quais áreas são ou não AVAs, a partir da relação entre probabilidade de saturação e o índice topográfico, que será explorada adiante. Walter *et al.* (2000) por sua vez definiu explicitamente que áreas com mais de 30% de probabilidade de saturação durante todo o período simulado definem as áreas variáveis de afluência.

5.5 As Áreas Variáveis de Afluência

Dessa forma, as AVAs foram delimitadas utilizando o critério proposto por Walter *et al.* (2000), que define as áreas variáveis de afluência como aquelas que apresentam mais de 30% de probabilidade de saturação, conforme definido na Equação 27. Dessa forma, a variável contínua da probabilidade de saturação foi separada em duas classes (Figura 25), na qual as áreas com probabilidade maior que 30% foram classificadas como AVAs.

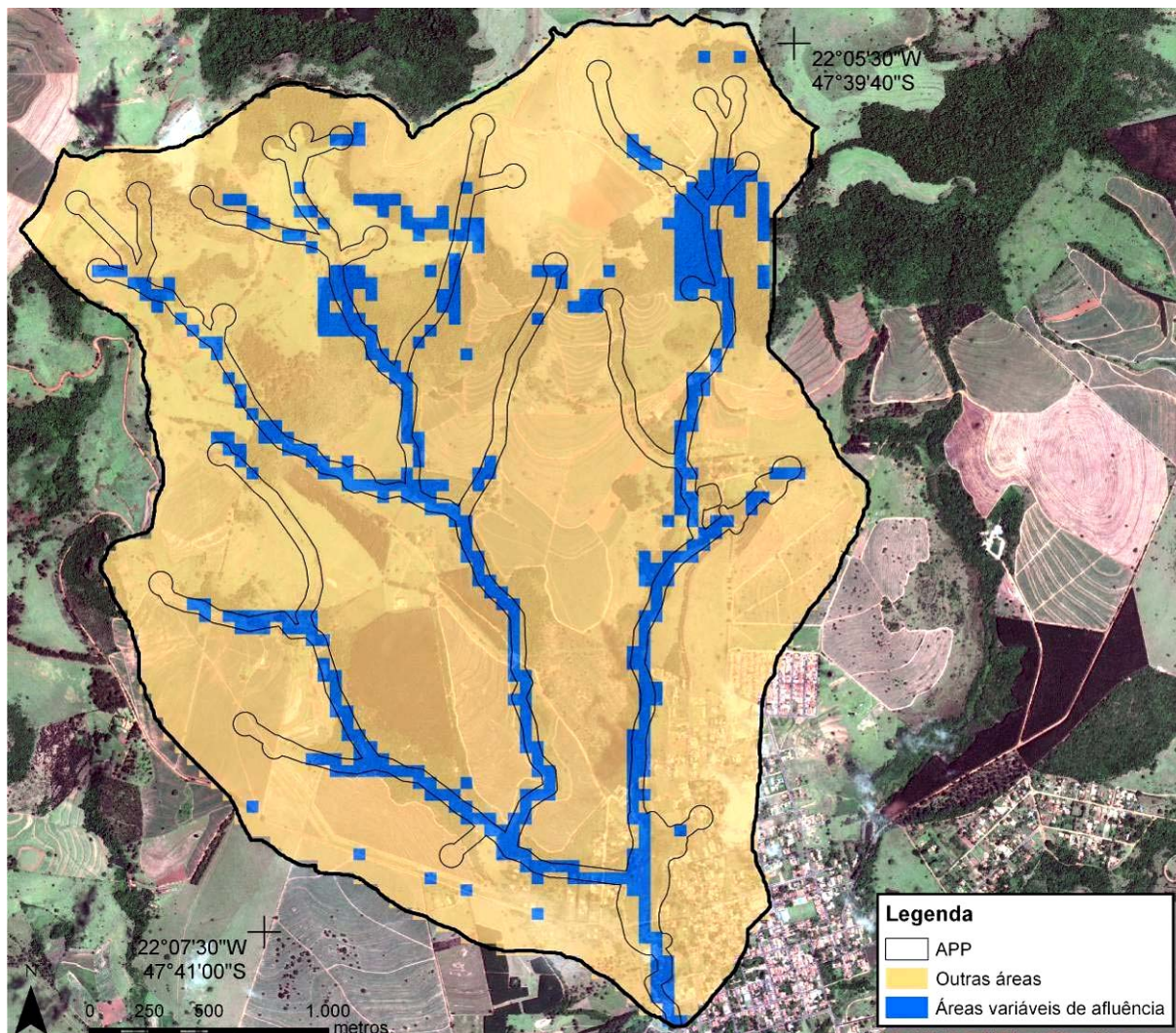


Figura 25 – Delimitação das áreas variáveis de afluência na bacia do córrego do Cavalheiro

Interessante notar que as AVAs coincidem em diversos locais com as áreas de preservação permanente, indicando que a proteção estabelecida nas faixas marginais dos cursos d'água é adequada para a manutenção dos recursos hídricos. Outras áreas que apresentam alta probabilidade de saturação são as florestas localizadas nas cuestas basálticas, que apresentam declividades acima de 20 (vinte) graus.

Contudo, sabendo que a determinação da AVA é feita a partir da probabilidade de saturação do cenário atual, nota-se que a ocupação das nascentes (cabeceiras) pelas atividades agrosilvopastoris, como observado no cenário atual, reduz a dinâmica de expansão e contração das áreas variáveis de afluência. Além disso, é notório que as AVAs serão alteradas à medida que ocorre variações no uso e cobertura do solo, que influenciam na disponibilidade de água no solo, variando as

áreas que geram escoamento superficial, permitindo que se estabeleça a AVA para cada cenário de uso e ocupação. Essa metodologia pode ser empregada para o monitoramento de bacias hidrográficas, fixando como objetivo principal a completa substituição das áreas com probabilidade de saturação maior que 30%, que definem as áreas variáveis de afluência, em florestas.

Posteriormente, foi modelado o cenário AVA, que consiste em simular que tais áreas foram restauradas, ou seja, tiveram o uso do solo convertido em florestas. Dessa forma, foram analisadas quais as alterações quantitativas nos processos hidrológicos (Tabela 14) e quais alterações na distribuição espacial da probabilidade de saturação.

Tabela 14 – Alterações nos processos hidrológicos ocasionados pela conversão das áreas variáveis de afluência em florestas, relativo ao cenário AVA

Processo	Modelo	Cenário atual		Cenário AVA		Cenário Atual > AVA (%)
		Volume (mm)	%	Volume (mm)	%	
Precipitação	<i>Entrada</i>	146,49		146,30		
Interceptação	<i>Saída</i>	111,48	75,08%	112,27	76,04%	0,70%
Evapotranspiração direta	<i>Saída</i>	5,23	3,52%	4,73	3,20%	-10,54%
Evapotranspiração total	<i>Saída</i>	8,95	6,03%	7,70	5,22%	-16,27%
Água infiltrada	<i>Saída</i>	4,53	3,05%	8,74	5,92%	48,20%
Abast. do lençol freático	<i>Saída</i>	6,09	4,10%	5,41	3,66%	-12,56%
Vazão	<i>Saída</i>	12,19	8,21%	8,79	5,96%	-38,70%
Total de saída		148,47	100,00%	147,64	100,00%	-0,56%
Volume inicial de água no solo	<i>Armazenamento</i>	615,10		617,14		0,33%
Volume final de água no solo	<i>Armazenamento</i>	524,46		522,15		-0,44%
Evapotrans. entre eventos	<i>Saída</i>	95,64		97,48		1,89%

É importante contrapor as alterações ocorridas nos processos hidrológicos considerando qual o tamanho das áreas ocupadas pelas áreas variáveis de afluência, e qual a área que necessitou ser convertida em floresta, tendo em vista que nem todas as AVAs encontravam-se desflorestadas. As AVAs ocupam cerca de 11,3% da bacia hidrográfica, equivalente à 111,5 ha, entretanto apenas 4,04% da área total da bacia tiveram o uso do solo alterado, que correspondem a usos do solo diferentes de florestas. A maior conversão de uso de solo foi de floresta degradada para floresta, representando mais de 55% das modificações (Tabela 15).

Tabela 15 – Conversão das diferentes classes de uso do solo em floresta, para a confecção do cenário AVA. Dados apresentados em área (hectare) e porcentagem

Classe de uso do solo	Área (ha)			Área (%)		
	Uso convertido em floresta	Uso inalterado	Total geral	Uso convertido em floresta	Uso inalterado	Total geral
Campo úmido	3	3	6	7,55%	0,27%	0,56%
Floresta	0	160	160	0,00%	16,91%	16,23%
Floresta degradada	22	56	79	55,97%	5,96%	7,99%
Área abandonada	1	3	3	1,26%	0,27%	0,31%
Cultura anual	1	198	199	1,89%	20,99%	20,22%
Cultura perene	0	2	2	0,00%	0,19%	0,18%
Pasto	5	265	270	12,58%	28,09%	27,47%
Pasto com regeneração	1	34	35	3,14%	3,55%	3,54%
Plantio arbóreo comercial	1	110	111	1,89%	11,66%	11,27%
Estrada	0	22	23	0,63%	2,36%	2,29%
Área antropizada ocupada	6	61	67	15,09%	6,47%	6,82%
Área antr. dens. ocupada	0	28	28	0,00%	2,99%	2,87%
Represas ou lagoas	0	3	3	0,00%	0,29%	0,28%
Total	40	943	983	100,00%	100,00%	100,00%

Nota-se que com o aumento da área florestada ocorreu aumento da interceptação, ocasionando redução da vazão e redução da água retida na superfície do solo. A redução nas taxas de evapotranspiração ocasionou maior disponibilidade de água, garantindo aumento de 48% da infiltração da água no solo e, aumento no volume inicial de água no solo e redução do volume final de água no solo, garantindo manutenção dos regimes de vazão nas estações mais secas do ano, sendo essa a maior contribuição da restauração das áreas variáveis de afluência em relação do cenário atual.

Contudo, a conversão das AVAs em florestas não significou mudanças estruturais na paisagem, tendo em vista que muitas AVAs já apresentavam cobertura florestal e que já apresentavam a dinâmica de contração e expansão inerente a estas áreas, a variação da probabilidade de saturação também não apresentou alterações significativas. Dessa forma, foi feito um histograma (Figura 26) contendo a distribuição dos *pixels* que apresentaram aumento na probabilidade de saturação (valores maiores que zero) e *pixels* onde a probabilidade de saturação foi reduzida (valores menores que zero)³.

³ Optou-se por manter o eixo Y com limite superior de 800 *pixels*, permitindo comparação com figura apresentada posteriormente.

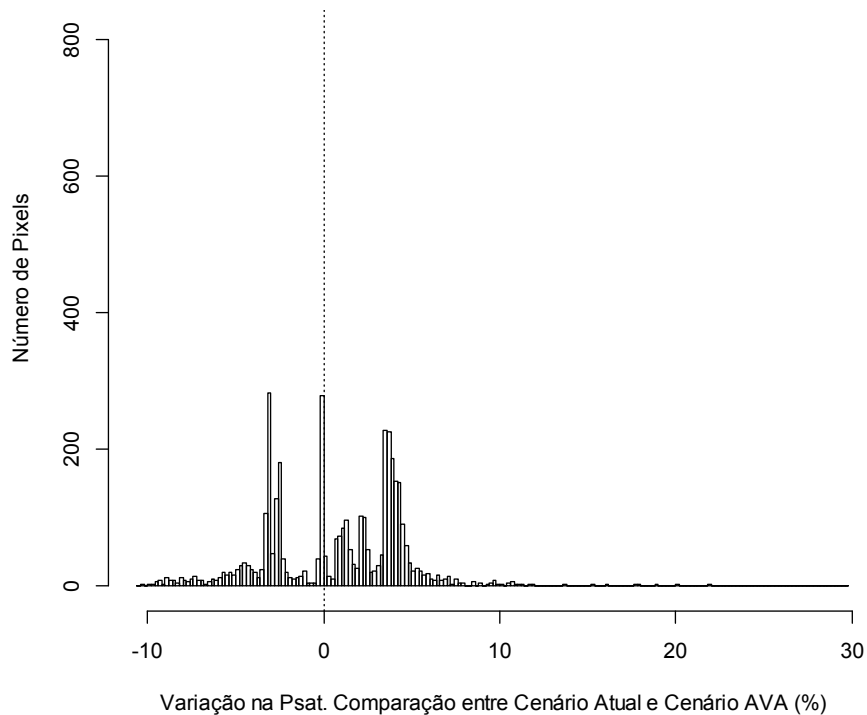


Figura 26 – Histograma apresentando classes de aumento/redução da probabilidade de saturação, na comparação do cenário atual com o cenário AVA

O número de *pixels* que não apresentaram variação na geração de escoamento superficial são predominantemente as áreas cobertas por plantio comercial. As regiões que tiveram redução da probabilidade de saturação estão altamente correlacionadas com a mancha de solos litólicos em associação com terra estruturada, próximo as cuevas basálticas, enquanto nas áreas que tiveram aumento na probabilidade de saturação superior a 5% estão associados às AVAs que tiveram uso e cobertura de solo substituídos por florestas, próximas aos cursos d'água (Figura 27).

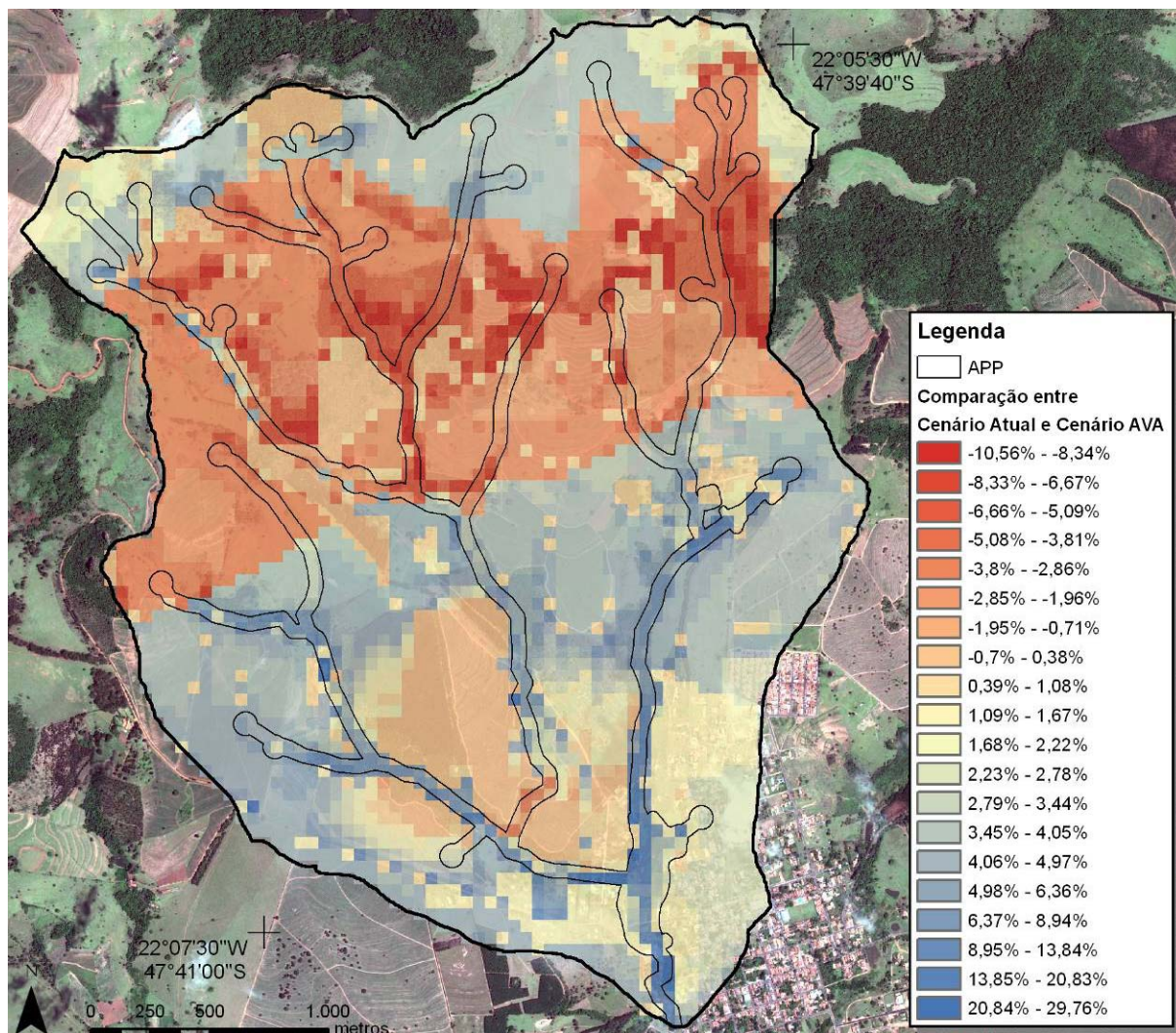


Figura 27 – Distribuição espacial das áreas que tiveram aumento da probabilidade de saturação na conversão das AVAs em áreas florestadas, relativo as cenário AVA. Os tons de azul representam as áreas que tiveram aumento na probabilidade de saturação e os tons de vermelho as áreas com redução na probabilidade de saturação

Apesar da pouca área convertida em floresta, destacam-se alguns benefícios em identificar e restaurar as áreas variáveis de afluência (Figura 28). A redução da probabilidade de saturação das áreas agrosilvopastoris e áreas urbanas evitou a ocorrência de escoamento superficial e conseqüente carreamento de sedimentos para os cursos d'água, causadores da poluição difusa (ou poluição não pontual). Apenas as áreas cobertas por florestas apresentam altas probabilidades de saturação, sendo a classe de uso de solo que tem a função ecológica de proteger os cursos d'água de poluentes vindos das áreas de contribuição, à montante na vertente (WALTER *et al.*, 2009).

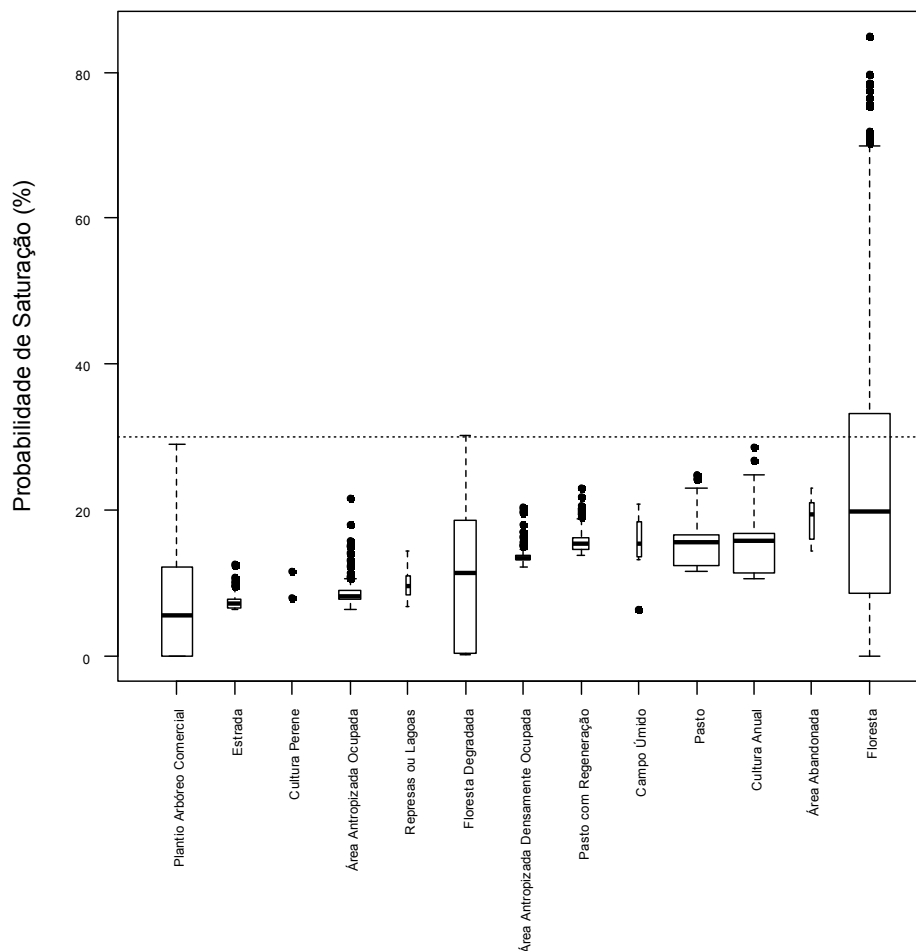


Figura 28 – Gráfico BoxPlot, indicando a distribuição dos *pixels*, e suas probabilidades de saturação, pelas classes de uso do solo, no cenário AVA

5.6 As Áreas de Preservação Permanente

O outro cenário modelado consistiu em simular que as áreas de preservação permanentes, determinadas pela Lei nº. 4.771, de 15 de Setembro de 1965 (Código Florestal), foram restauradas, ou seja, tiveram todos os usos e coberturas do solo convertidos em florestas. As APPs da bacia do córrego do Cavalheiro representam 14% da área da bacia, valor ligeiramente superior à área média de APPs diagnosticadas em propriedades rurais no estado de São Paulo (BRANCALION; RODRIGUES, 2010).

Através da Tabela 16 é possível avaliar quais foram os usos de solo convertidos em florestas para a confecção do cenário a ser modelado, que representam 9,36% da bacia, além de apresentar um diagnóstico da adequação ambiental às restrições legais, no qual são predominantes atividades

agrosilvopastoris nessas áreas protegidas. As áreas de pastagem ocupam mais de 35% das APPs da bacia, enquanto culturas anuais representam quase 8%.

Quando confrontadas com as áreas variáveis de afluência, torna-se possível identificar que as áreas de preservação permanente protegem 60,48% das áreas variáveis de afluência. Santos e Kobiyama (2008) encontraram que as APPs protegem 28,92% das AVAs, enquanto Siefert e Santos (2010) encontraram que as APPs protegem 31,20% das AVAs.

Tabela 16 – Conversão das diferentes classes de uso do solo em floresta, para a confecção do cenário Código Florestal. Dados apresentados em área (hectare) e porcentagem

Classe de uso do solo	Área (ha)			Área (%)		
	Uso convertido em floresta	Uso inalterado	Total geral	Uso convertido em Floresta	Uso inalterado	Total geral
Campo úmido	6	0	6	5,98%	0,00%	0,56%
Floresta	0	160	160	0,00%	17,90%	16,23%
Floresta degradada	24	55	79	25,82%	6,14%	7,99%
Área abandonada	1	2	3	0,82%	0,25%	0,31%
Cultura anual	7	192	199	7,88%	21,49%	20,22%
Cultura perene	0	2	2	0,00%	0,20%	0,18%
Pasto	29	241	270	31,52%	27,05%	27,47%
Pasto com regeneração	4	31	35	4,35%	3,45%	3,54%
Plantio arbóreo comercial	4	107	111	4,62%	11,95%	11,27%
Estrada	2	21	23	1,90%	2,33%	2,29%
Área antropizada ocupada	12	55	67	13,32%	6,14%	6,82%
Área antr. dens. ocupada	1	28	28	0,82%	3,09%	2,87%
Represas ou lagoas	3	0	3	2,99%	0,00%	0,28%
Total	92	891	983	100,00%	100,00%	100,00%

A restauração dessas áreas tem impactos diretos nos processos hidrológicos. O aumento da floresta induziu o aumento de 3,42% da interceptação. Houve redução de 48,39% na vazão dos cursos d'água, acarretando em redução do escoamento direto (Tabela 17). Entretanto, a infiltração não teve alterações significativas tendo em vista que os parâmetros do uso do solo não têm contribuição direta nas taxas de infiltração, são apenas responsáveis pelo retardamento do fluxo da água pela superfície, ocasionado pela rugosidade da superfície do solo. As mudanças na propagação da água pela bacia hidrográfica apresentam reflexos no hidrograma, que apresenta atraso de cerca de 1 (um) *timestep* nos picos de vazão, ou seja, cerca de 30 minutos (Figura 29).

Tabela 17 – Alterações nos processos hidrológicos ocasionados pela conversão das APPs em áreas florestadas, relativo ao cenário Código Florestal

Processo	Modelo	Cenário atual		Cenário Código		Cenário Atual > CF (%)
		Volume (mm)	%	Volume (mm)	%	
Precipitação	<i>Entrada</i>	146,49		146,50		
Interceptação	<i>Saída</i>	111,48	75,08%	115,43	79,01%	3,42%
Evapotranspiração direta	<i>Saída</i>	5,23	3,52%	4,38	3,00%	-19,48%
Evapotranspiração total	<i>Saída</i>	8,95	6,03%	7,95	5,44%	-12,60%
Água infiltrada	<i>Saída</i>	4,53	3,05%	4,50	3,08%	-0,68%
Abast. do lençol freático	<i>Saída</i>	6,09	4,10%	5,62	3,85%	-8,26%
Vazão	<i>Saída</i>	12,19	8,21%	8,22	5,63%	-48,39%
Total de saída		148,47	100,00%	146,09	100,00%	-1,63%
Volume inicial de água no solo	<i>Armazenamento</i>	615,10		615,19		0,01%
Volume final de água no solo	<i>Armazenamento</i>	524,46		522,92		-0,30%
Evapotrans. entre eventos	<i>Saída</i>	95,64		97,43		1,84%

Importante ressaltar que todas essas alterações no regime hídrico da bacia hidrográfica do córrego do Cavalheiro são consideradas serviços ecossistêmicos, fundamentais para a manutenção dos recursos hídricos (LIMA; ZAKIA, 2000). Dentre eles é possível citar:

- Aumento da probabilidade de saturação na região das nascentes, restaurando a dinâmica de expansão e contração, inerente às áreas variáveis de afluência;
- Atenuação dos picos de vazão, evitando transbordamento da calha (enchentes);
- Atraso nos picos de vazão, evitando respostas hidrológicas torrenciais.

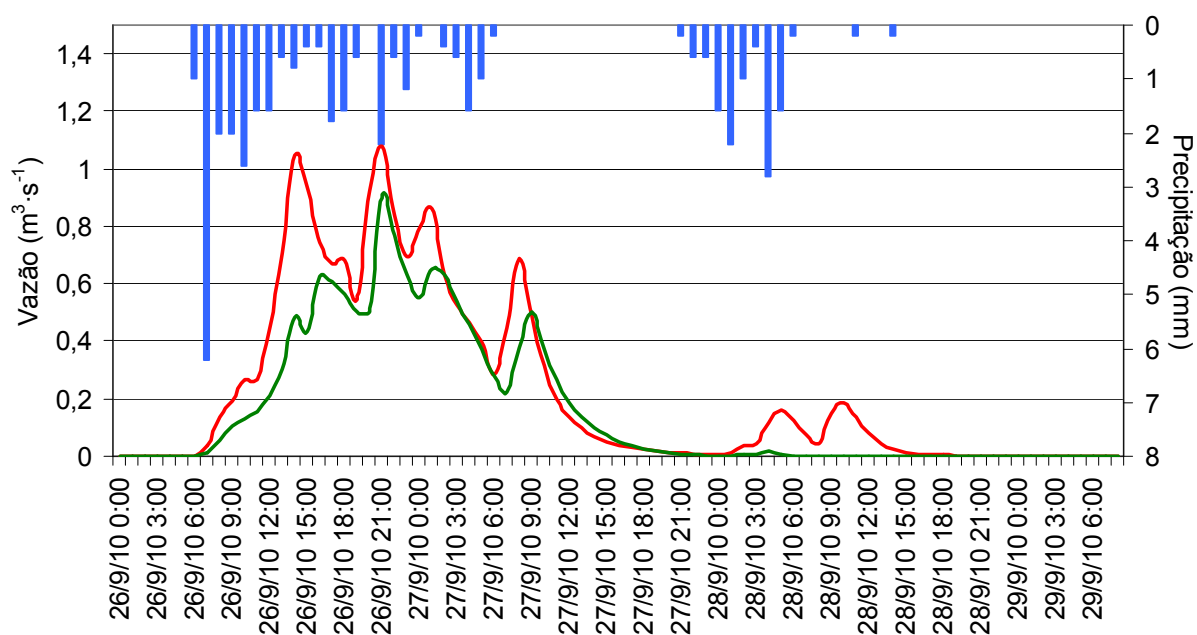


Figura 29 – Comparação entre os hidrogramas do cenário atual, em vermelho, e do cenário Código Florestal, em verde

As áreas que tiveram aumento na probabilidade de saturação localizam-se, predominantemente, na região das nascentes, atualmente ocupadas por atividades agrosilvopastoris e outras áreas sem cobertura florestal ao longo dos cursos d'água. As áreas que tiveram redução na probabilidade de saturação são as áreas florestadas, próximas aos cursos d'água, localizados próximas a foz do córrego do Cavalheiro, com a tendência a homogeneizar a resposta hidrológica ao longo dos cursos d'água, compensando a região das cabeceiras, que tiveram aumento na probabilidade de saturação devido à restauração das APPs. O histograma (Figura 30) indica quais os *pixels* que apresentaram aumento na probabilidade de saturação (valores maiores que zero) e *pixels* onde a probabilidade de saturação foi reduzida (valores menores que zero).

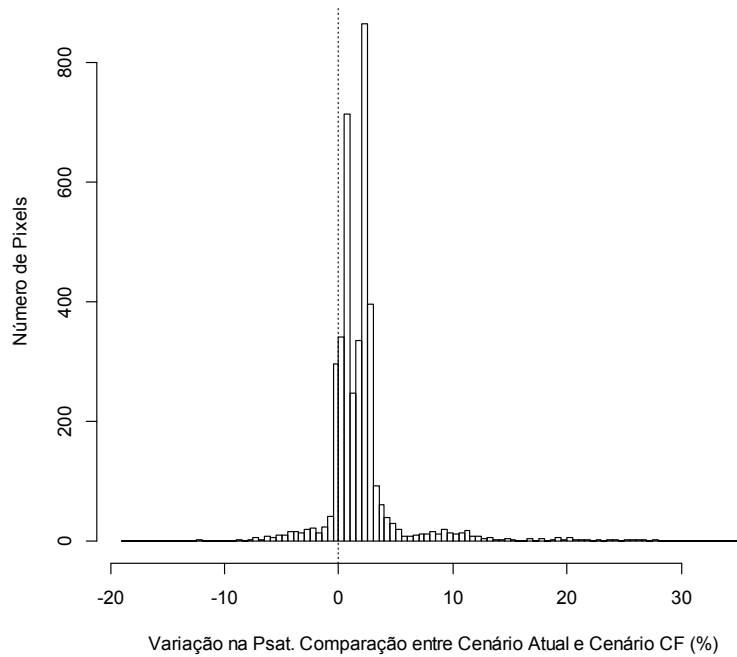


Figura 30 – Histograma apresentando classes de aumento/redução da probabilidade de saturação, na comparação do cenário atual com o cenário Código Florestal

Esta homogeneização da resposta hidrológica ao longo da rede hidrográfica, releva a importância das florestas localizadas nas margens dos rios e nascentes, restabelecendo a função dinâmica de expansão e contração inerente às áreas variáveis de afluência, atuando não só de forma passiva, promovendo os serviços ecossistêmicos anteriormente citados, mas sendo inteiramente responsável pelo estabelecimento de um regime hídrico do solo que garanta o processo dinâmico de expansão e contração de áreas saturadas, promovendo maior disponibilidade de água no solo (Figura 31).

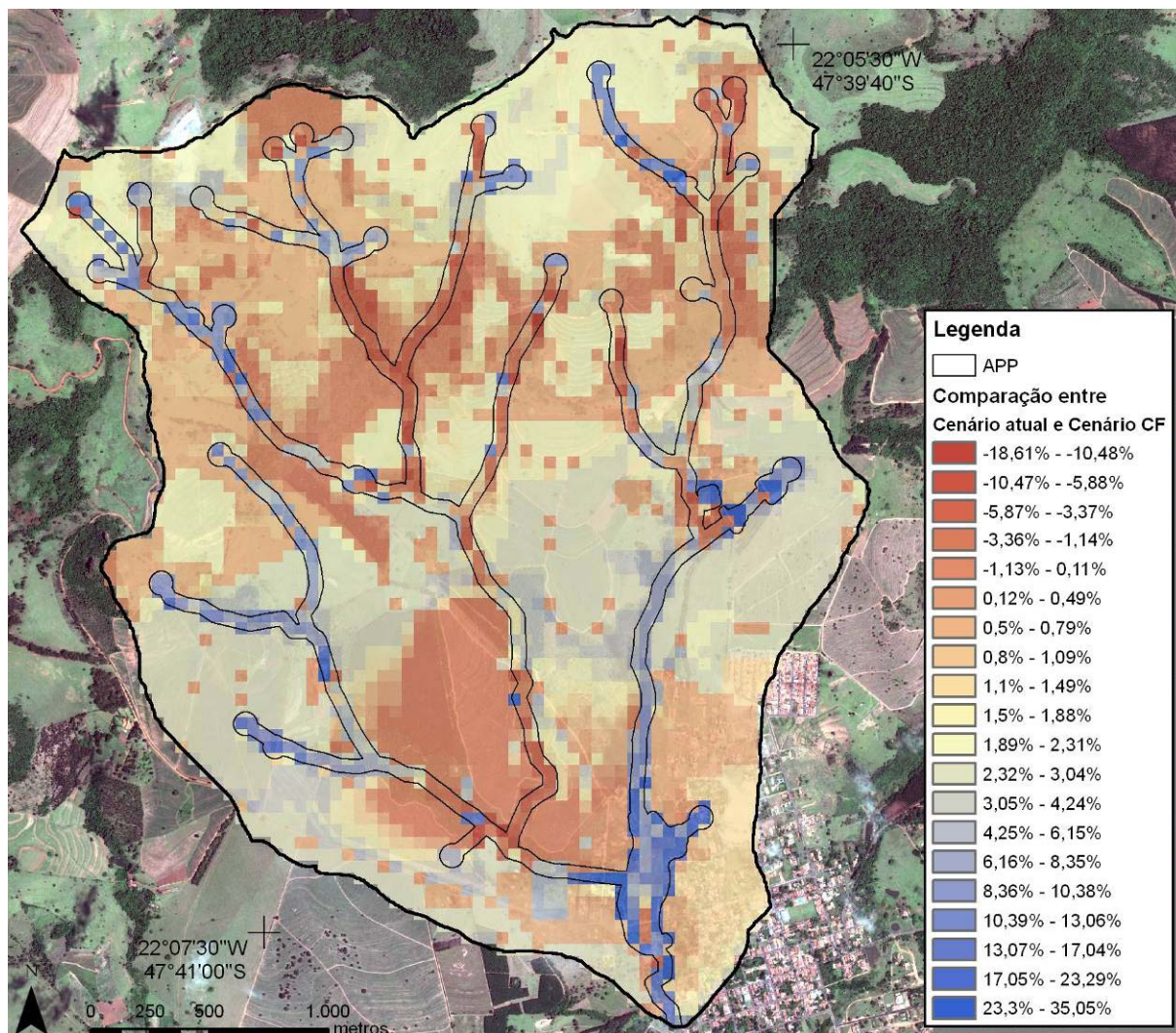


Figura 31 – Distribuição espacial das áreas que tiveram aumento/redução da probabilidade de saturação na conversão das APPs em áreas florestadas, relativo ao cenário Código Florestal. Os tons de azul representam as áreas que tiveram aumento na probabilidade de saturação e os tons de vermelho as áreas com redução na probabilidade de saturação

A distribuição do aumento da probabilidade de saturação pelas classes de uso e cobertura do solo pode ser observada na Figura 32, indicando aumento na probabilidade de saturação das áreas florestadas e redução nas áreas urbanas e agrosilvopastoris, quando comparado com o cenário atual. Tais alterações apresentam-se como benefícios da restauração das áreas de preservação permanente no que tange a redução da geração de escoamento superficial que, juntamente com outros aspectos não avaliados no presente trabalho, tais como retenção de sedimentos e poluentes (GBUREK; SHARPLEY, 1998; PIONKE; GBUREK; SHARPLEY, 2000) e aumento da ciclagem de nutrientes (NAIMAN;

DECAMPS, 1997; PAGANO; DURINGAN, 2000), garantem a manutenção da quantidade e qualidade de água.

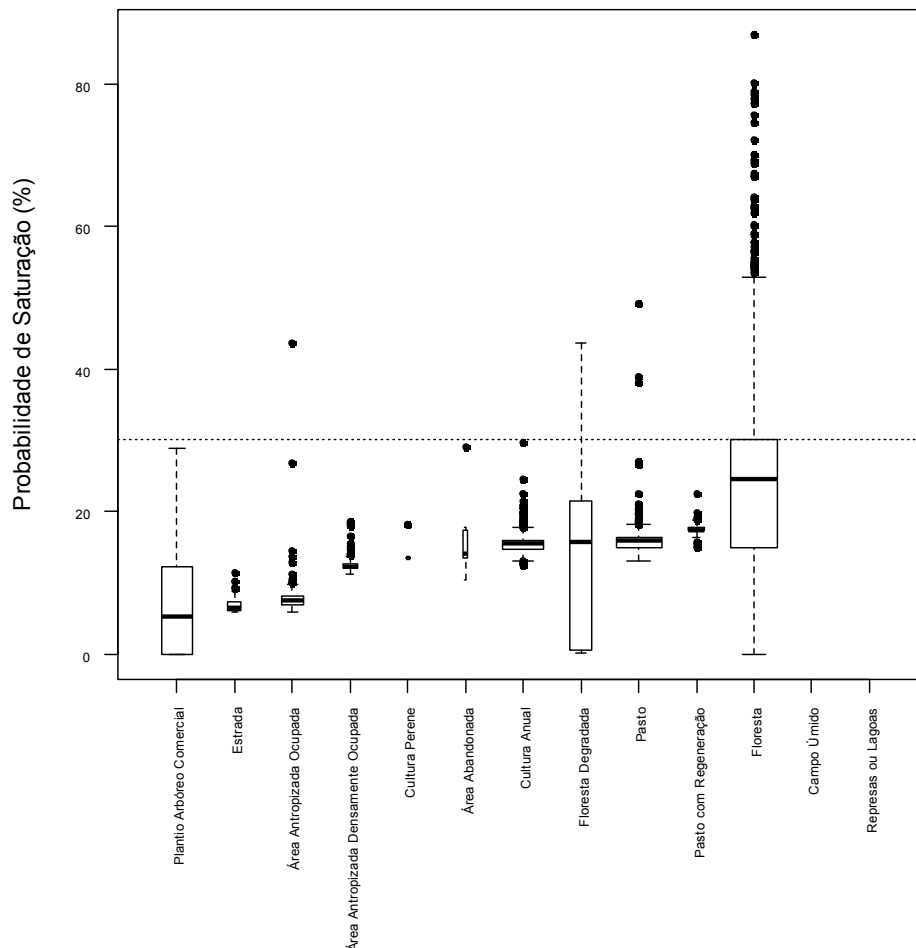


Figura 32 – Gráfico BoxPlot, indicando a distribuição dos *pixels*, e suas probabilidades de saturação, pelas classes de uso do solo, no cenário Código Florestal

5.7 Avaliação do Índice Topográfico como Variável Substituta

A partir de uma análise visual (Figura 33), é possível notar a existência de correção entre o índice topográfico e a probabilidade de saturação, principalmente nas áreas próximas dos cursos d'água, que apresenta altos valores de probabilidade de saturação e do índice topográfico. Cabe ressaltar que o índice topográfico, de acordo com a Equação 25, tem como variável unicamente o modelo digital do terreno, sendo a profundidade do solo calculada com auxílio de um *script* para ArcGIS⁴ (ESRI, 2009), que efetua cálculos aproximados ao algoritmo HAND

⁴ O *script* foi disponibilizado no Apêndice A: Scripts

(RENNÓ *et al.*, 2008; NOBRE *et al.*, 2011). Dessa forma, o índice topográfico calculado tem a mesma resolução espacial do DEM, com 2,5 metros, contudo foi necessário degradar o *pixel*, permitindo a comparação e análises quantitativas.

Para uma análise preliminar, optou-se por testar a correlação de Pearson entre as diferentes formas de calcular o índice topográfico e a probabilidade de saturação, obtida pela simulação de diferentes cenários (Tabela 18). Foram comparadas as diferentes formas para cálculo do índice topográfico, assim como o emprego de algoritmos que utilizam apenas 8 vizinhos (JENSON; DOMINGUE, 1988), ou vizinhos infinitos (TARBOTON, 1997) para determinar a área de contribuição (do inglês, *flow accumulation*).

Tabela 18 – Correlação de Pearson entre o índice topográfico, calculado utilizando diferentes equações e algoritmos, e a probabilidade de saturação, calculada para os diferentes cenários. λ_{IT} corresponde a Equação 24, λ_{ITP} corresponde a Equação 25 e λ_{ITPK} corresponde a Equação 26

Probabilidade de saturação	Índice topográfico	Algoritmo para cálculo do fluxo acumulado	Correlação de Person
Cenário atual	λ_{IT}	8 Direções	0,011
		Direções Infinitas	0,170
	λ_{ITP}	8 Direções	0,203
		Direções Infinitas	0,301
	λ_{ITPK}	8 Direções	0,235
		Direções Infinitas	0,298
Cenário AVA	λ_{IT}	8 Direções	0,113
		Direções Infinitas	0,183
	λ_{ITP}	8 Direções	0,289
		Direções Infinitas	0,328
	λ_{ITPK}	8 Direções	0,127
		Direções Infinitas	0,132
Cenário Código Florestal	λ_{IT}	8 Direções	0,049
		Direções Infinitas	0,182
	λ_{ITP}	8 Direções	0,241
		Direções Infinitas	0,321
	λ_{ITPK}	8 Direções	0,223
		Direções Infinitas	0,268

Nota-se que os resultados com maior correlação, para todas as formas de calcular o índice topográfico, foram obtidos utilizando o algoritmo proposto por Tarboton (1997), no qual os resultados são visivelmente mais suavizados, com um gradiente contínuo no espaço. A melhor correlação encontrada foi entre o índice topográfico e o cenário AVA (Figura 33).

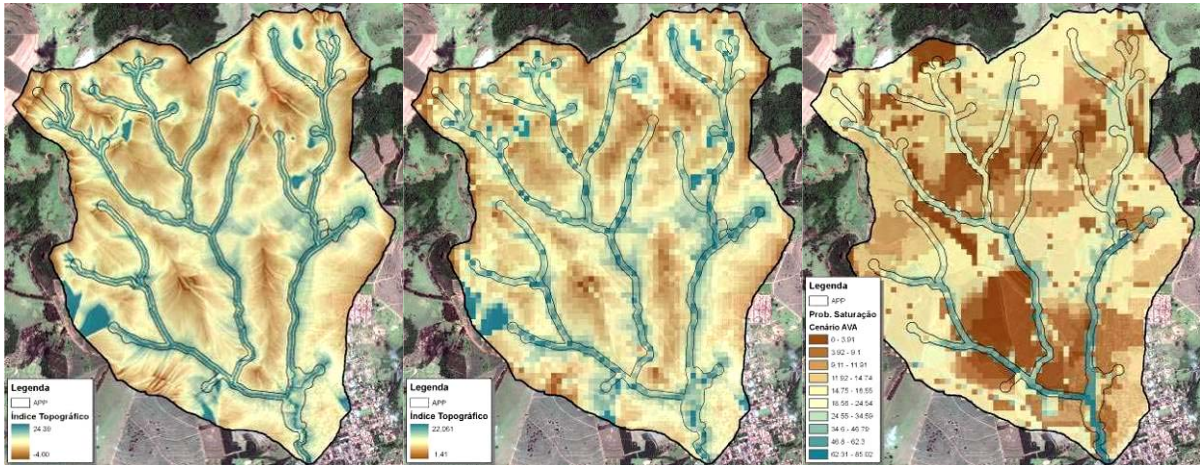


Figura 33 – À esquerda é apresentado o índice topográfico, com *pixel* de 2,5 m, no centro o mesmo índice topográfico, degradado para *pixels* de 50 m, e por último o mapa de probabilidade de saturação (%) do cenário AVA

Posteriormente, foi realizada análise de BoxPlot para a compreender qual a relação existente entre a probabilidade de saturação do cenário AVA e o índice topográfico calculado utilizando a profundidade de solo e o algoritmo de distâncias infinitas (Figura 34). Os resultados indicam que índices topográficos que apresentam valores acima de 8 representam áreas com probabilidade de saturação maior que 30%, limite que define as áreas variáveis de afluência.

Essa distribuição, analisada em conjunto com o mapa, indica que tais áreas têm correlação, entretanto existe muita variância nos dados, impedindo de estabelecer uma variável substituta definitiva, com aplicação irrestrita. Tal erro pode estar associado na resolução espacial do pixel, o qual foi degradado afim de estabelecer comparação com os resultados obtidos na modelagem hidrológica.

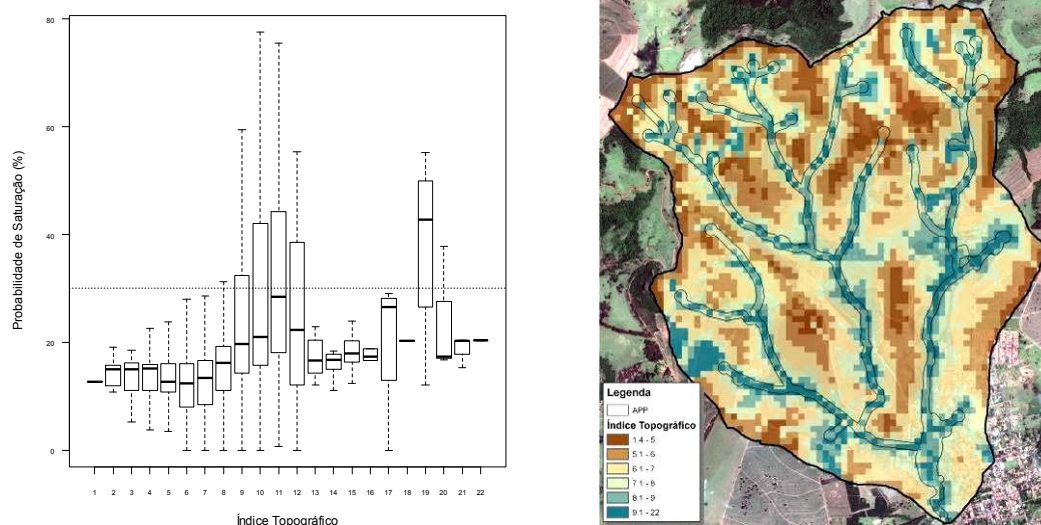


Figura 34 – Gráfico BoxPlot representando a variabilidade que existe nas classes de índice topográfico (definida pelo arredondamento da variável contínua em números inteiros) e probabilidade de saturação do cenário AVA

Sob uma análise crítica, é possível compreender que não há justificativas para o índice topográfico representar espacialmente a probabilidade de saturação. O índice não utiliza variáveis que incorporem os diferentes parâmetros utilizados no modelo hidrológico para as manchas de uso do solo, da qual dependem os processos de interceptação, retenção, evapotranspiração e rugosidade, fator determinante que afeta a infiltração, condicionada pelos parâmetros do solo.

Sabendo que a evapotranspiração é a principal fonte de retirada de água do sistema (HEWLETT, 1982), uma das possibilidades a ser estudada decorre da incorporação de parâmetros de evapotranspiração, utilizados na equação de Penman-Monteith (PENMAN, 1948; MONTEITH, 1965), na forma de cálculo do índice topográfico. Convém ressaltar que a correlação entre o índice topográfico, que é espacialmente distribuído, há de ser avaliado com resultados obtidos em modelos hidrológicos distribuídos, que não tenham o índice topográfico como variável de entrada, como é o caso de alguns modelos (TopModel, SWAT-VSA e SWAT-WB), tendo em vista que dessa forma estaria se criando uma correlação espúria.

Contudo, o uso do índice topográfico continua a ser interessante na ausência de dados que permitam delimitar as AVAs com uso de modelos hidrológicos distribuídos, que definem tais áreas com maior precisão. O índice topográfico pode ser utilizado para prever os possíveis “caminhos d’água” e áreas que o fluxo superficial aumenta. Entretanto, é importante levar em consideração as limitações do uso do índice isoladamente, tendo em vista que ele não considera em sua equação

as variações na cobertura do solo e nem pelos tipos de solo, dependendo unicamente do modelo digital do terreno.

5.8 Implicações para manutenção de Recursos Hídricos e Ambientais

A comparação entre os cenários simulados indica que a restauração de 9,36% das áreas de preservação permanente promoveria o aumento da probabilidade de saturação na região das cabeceiras, e redução da probabilidade ao longo do curso d'água. Essa alteração na probabilidade de saturação hídrica indica a recuperação da capacidade de expansão e contração, típica das áreas variáveis de afluência, na região das nascentes, acarretando no atraso e redução dos picos de vazão.

Já a restauração da 4,04% das áreas variáveis de afluência também apresenta benefícios na manutenção de recursos hídricos, principalmente através da contenção de escoamento superficial em áreas agrosilvopastoril e áreas urbanas, geradoras da poluição difusa. As alterações quantitativas nos processos hidrológicos apresentaram alteração significativa, quando comparado ao cenário atual, principalmente o processo de infiltração que teve um aumento de 48,20%.

A avaliação do cenário Código Florestal ressalta a importância para a restauração das nascentes de uma bacia hidrográfica, visto que quando restauradas, atrasam os picos de vazão e recuperaram a dinâmica característica das áreas variáveis de afluência, evitando respostas hidrológicas torrenciais e hortonianas. Outro aspecto a ser levado em consideração é a facilidade de delimitação das áreas com maior contribuição para manutenção dos recursos hídricos, visto que a delimitação das AVAs requer ferramentas de modelagem hidrológica que não estão disponíveis facilmente para tomadores de decisão, técnicos ambientais e, principalmente, produtores rurais, além de serem necessários dados e parâmetros complexos, que muitas vezes impossibilitam até pesquisas científicas.

A necessidade de definir uma ferramenta de fácil acesso, aplicação e aprendizado, e que não requeira tantos parâmetros, continua a ser um desafio. Contudo, desafio esse bem pequeno perante as recentes discussões sobre o Código Florestal. Em um panorama que se discute alternativas para reduzir a proteção das

faixas marginais aos rios, chegando ao limite, ou seja, a completa inexistência de qualquer faixa de proteção (com lei aprovada na Câmara dos Deputados, em Maio de 2012), pensar e discutir métodos sofisticados de delimitação de áreas variáveis de afluência é um contra senso absoluto.

No que tange ao método científico, um dos maiores desafios e contribuições foi a organização de parâmetros de uso e cobertura do solo e dos tipos de solos adequados para modelagem hidrológica. A obtenção dos parâmetros das curvas de retenção para diferentes tipos de solos, através das funções de pedotransferência, se apresentou como solução bastante oportuna para a resolução dessa questão, tendo em vista a inexistência de estudos que apresentem curvas de retenção de água no solo e seus parâmetros para ampla variedade de solos da região. Sabendo que o modelo digital do terreno é uma das variáveis mais importantes na modelagem hidrológica, foi utilizada a interpolação das curvas de nível vetorizadas das cartas do IGC, permitindo gerar um modelo detalhado, posteriormente comparado com todos os DEMs disponíveis, para seleção do DEM que apresentasse menor erro em relação ao DEM do IGC (Apêndice B: Comparação de DEMs), permitindo continuidade das pesquisas de modelagem hidrológica com dados preliminares já elaborados.

Os resultados obtidos através do modelo hidrológico distribuído permitiram quantificar os fluxos de água dentro da bacia hidrográfica, além de espacializar os processos hidrológicos, identificando os locais mais sensíveis, as áreas variáveis de afluência. O cenário Código Florestal alterou de consideravelmente as quantidades de água que fluem através dos processos hidrológicos até o exutório, garantindo os serviços ecossistêmicos prestados pelas APPs, que anteriormente eram apenas descritos sem qualquer forma de quantificação, tais como: 1) aumento da probabilidade de saturação na região das nascentes, restaurando a dinâmica de expansão e contração, inerente às áreas variáveis de afluência; 2) atenuação dos picos de vazão, evitando transbordamento da calha (enchentes); 3) atraso nos picos de vazão, evitando respostas hidrológicas torrenciais.

Dessa forma, fica evidente a importância de restaurar as áreas de preservação permanente conforme definido no Código Florestal (Lei nº. 4.771/65), devido à importância para manutenção de recursos hídricos, facilidade de delimitação e fiscalização dessas áreas além de diversos outros benefícios

apresentados por grupo de trabalho específico às alterações no Código Florestal (SILVA *et al.*, 2011).

6 CONCLUSÕES

A definição de um modelo hidrológico distribuído, baseado em processo, para a bacia do córrego do Cavalheiro permitiu simular cenários de alteração de uso do solo. A utilização de modelos hidrológicos distribuídos, apesar de complexa e com a necessidade de muitos parâmetros, se mostra como a solução para identificar as áreas variáveis de afluência com precisão, devido à resolução de todos os processos físicos que atuam na bacia, variáveis no espaço e no tempo.

A delimitação das áreas variáveis de afluência por meio da probabilidade de saturação considera a dinâmica de expansão e contração inerente a tais áreas, representando a sazonalidade intrínseca as AVAs. Entretanto, é calculada a partir das condições de uso e ocupação do solo atual, gerando AVAs diferentes para cada situação, e que dependerão sempre do estágio atual de ocupação antrópica da bacia.

Na comparação de cenários, a restauração das AVAs representou apenas 4,04% da área da bacia e o principal serviço ecossistêmico prestado foi eliminar as áreas com atividades agrosilvopastoris que tem propensão a gerar escoamento superficial devido ao aumento de 48% da água infiltrada. As áreas de preservação permanente, por sua vez, apresentam delimitação fixa, que não variam para cada condição do uso do solo, promovendo diversos serviços ecossistêmicos. A restauração de 9,36% da área da bacia promoveu aumento de 3,42% da interceptação e redução de 38% da vazão. Além dos serviços ecossistêmicos prestados, a restauração das APPs foi fundamental para recuperar a dinâmica de expansão e contração das AVAs na região das nascentes, atualmente, desflorestada, que garantiu outros serviços, tais como atraso e redução nos picos de vazão.

As APPs da bacia do córrego do Cavalheiro apresentam 14% da área da bacia, que protegem 60,48% das AVAs existentes e, como não protegem todas as AVAs, alguns pontos com ocupação agrosilvopastoris permanecem gerando escoamento superficial. Ainda assim a restauração das APPs permite homogeneizar a resposta hidrológica ao longo do curso d'água, aumentando a dinâmica das AVAs na região das nascentes e reduzindo nas regiões próxima a foz do córrego do Cavalheiro, onde o cenário atual concentra a probabilidade de saturação, apresentando resultados melhores quando comparado ao cenário AVA.

Devido à complexidade de calibração e parametrização do modelo hidrológico distribuído, que considera a distribuição dos solos, usos do solo e relevo, e calcula diversos processos hidrológicos que ocorrem na bacia hidrográfica, a utilização do índice topográfico como variável substituta não apresentou alta correlação com a probabilidade de saturação. Contudo, o índice topográfico continua a ser uma ferramenta para análise exploratória, não determinística, indicando áreas com maior propensão à saturação, principalmente nas regiões próximas aos cursos d'água, considerando apenas fatores físicos.

REFERÊNCIAS

AGNEW, L.J.; LYON, S.; GERARD-MARCHANT, P.; COLLINS, V.B.; LEMBO, A.J.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M.T. Identifying hydrologically sensitive areas: bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, London, v. 78, p. 63-76, 2006.

ALMEIDA, F.F.M. **Fundamentos Geológicos do Relevo Paulista**. São Paulo: Instituto de Geografia, Série Teses e Monografias, Universidade de São Paulo, 1964. 99 p.

ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment. Part 1: Model development. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.

ARNOLD, J.G.; ALLEN, P.M. Automated methods for estimating baseflow and ground water recharge from streamflow records. **Journal of the American Water Resources Association**, Herndon, v. 35, n. 2, p. 411-424, 1999.

ARNOLD, J.G.; ALLEN, P.M.; MUTTIAH, R.; BERNHARDT, G. Automated base flow separation and recession analysis techniques. **Ground Water**, Dublin, v. 33, n. 6, p. 1010-1018, 1995.

ARYA, L.M.; PARIS, J.F. A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, p. 1023-1030, 1981.

ARYAL, S.; BATES, B. Effects of catchment discretization on topographic index distributions. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 359, p. 150-163, 2008.

BALDISSERA, G.C. **Aplicabilidade do Modelo de Simulação Hidrológica SWAT (Soil and Water Assessment Tool), para a Bacia Hidrográfica do rio Cuiabá/MT**. 2005. 132p. Dissertação (Mestrado em Física e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, MT, 2005.

BATES, C.G.; HENRY, A.J. Forest and streamflow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado. **Monthly Weather Review, Supplement**, Boston, v.30, p.1-79, 1928.

BEASLEY, D.B.; HUGGINS, L.F.; MONKE, E.J. ANSWERS: A model for watershed planning. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 23, p. 938-944, 1980.

BETSON, R.P. What is watershed runoff? **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 69, n. 8, p. 1541-1551, 1964.

BEVEN, K.J.; KIRKBY, M.J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 43-69, 1979.

BEVEN, K.J. TopModel: A critique, **Hydrological Processes**, Chichester, v. 11, p. 1069-1085, 1997.

BLANCO, F.F.; SENTELHAS, P.C. Coeficientes da equação de angström-Prescott para estimativa da insolação para Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 10, n. 2, p. 295-300, 2002.

BLINN, C.R.; KILGORE, N. A. Riparian management practices. **Journal of Forestry**, Washington, v. 99, n. 8, p. 11-17, 2001.

BOLL, J.; STOCKLE, C.; YOUNG, S.K.; BROOKS, E.; HAMMEL, J.; MCDANIEL, P.; CAMPBELL, C.R. Progress toward development of a GIS based water quality management tool for small rural watersheds: modification and application of a distributed model. In: **ASAE Annual International Meeting**, Orlando, ASAE paper 982230, 1998.

BORAH, D.K.; BERA, M. Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source Pollution Models: Review of Applications. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 47, n. 3, p. 789-803, 2004.

BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R. Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 4, p. 63-66, 2010.

BROOKS, E.S.; BOLL, J.; MCDANIEL, P.A. Distributed and integrated response of a geographic information system-based hydrologic model in the eastern Palouse region, Idaho. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 21, p. 110-122, 2007.

BROOKS, R.H.; COREY, A.T. Hydraulic properties of porous media. **Hydrology Papers**, Fort Collins, v. 3, p. 1-27, 1964.

BUDIMAN, M.; BRATNEY, A.B. Mc; MENDONÇA-SANTOS, M.L.; SANTOS, H.G. Revisão sobre funções de pedotransferência (PTFs) e novos métodos de predição de classes e atributos do Solo. **Embrapa Solos - Documentos**, Rio de Janeiro, n. 45, 50 p., 2003.

BURIOL, G.A.; ESTEFANEL, V.; HELDWEIN, A.B.; PRESTES, S.D.; HORN, J.F.C. Estimativa da radiação solar global a partir dos dados de insolação, para Santa Maria – RS. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 9, 2012.

CAI, X.; WANG, D. Spatial autocorrelation of topographic index in catchments. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 328, p. 581-591, 2006.

CHORLEY, R.J. The hillslope hydrological cycle. In: KIRKBY, M.J. (Ed.) **Hillslope Hydrology**. Chichester: John Wiley, 1978. p. 1-42.

COLLICK, A.S.; EASTON, Z.M.; ASHAGRIE, T.; BIRUK, B.; TILAHUN, S.; ADGO, E.; AWULACHEW, S.B; ZELEKE, G.; STEENHUIS, T.S. A simple semi-distributed water balance model for the Ethiopian highlands. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 23, n. 26, p. 3718–3727, 2009.

CUNHA, C.M.L.; PINTON, L.G. A Cartografia das Restrições Legais ao Uso da Terra a Partir de Parâmetros da Legislação Ambiental. **Climatologia e estudos da paisagem**, Rio Claro, v. 4, n. 1, p. 29-52, 2009.

DAEE. **Banco de Dados Hidrometeorológicos. Banco de Dados Fluviométricos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhm.exe/flu?lig=podfp>. Acesso em: 24 fev. 2012b.

DAEE. **Banco de Dados Hidrometeorológicos. Banco de Dados Pluviométricos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/cgi-bin/bdhm.exe/plu?lig=podfp>. Acesso em: 24 fev. 2012a.

DANIEL, E.B.; CAMP, J.V.; LEBOEUF, E.J.; PENROD, J.R.; DOBBINS, J.P.; ABKOWITZ, M.D. Watershed Modeling and its Applications: A State-of-the-Art Review. **The Open Hydrology Journal**, Sharjah, v. 5, p. 26-50, 2011.

DANTAS, A.A.A.; CARVALHO, L.G.; FERREIRA, E. Estimativa da Radiação Solar Global para a Região de Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras. v. 27, n. 6, p. 1260-1263, 2003.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 114 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

DOWNER, C.W.; JOHNSON, B.E.; OGDEN, F.L.; MESELHE, E.A. Advances in Physically Based Hydrologic Modeling with CASC2D. In: FLUG, M.; FREVERT, D; WATKINS, D.W.Jr. (Ed). **Proceedings of Watershed Management and Operations Management**, 105, 48, 2000.

DOWNER, C.W.; JAMES, W.F.; BYRD, A.; EGGERS, G.W. Gridded Surface Subsurface Hydrologic Analysis (GSSHA) Model Simulation of Hydrologic Conditions and Restoration Scenarios for the Judicial Ditch 31 Watershed, Minnesota. **Water Quality Technical Notes Collection** (ERDC WQTN-AM-12). U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, 2002a. 27 p.

DOWNER, C.W. **Identification and modeling of important stream flow producing processes in watersheds**. 2002b, 239 p. Tese (PhD) – University of Connecticut, Storrs, 2002b.

DOWNER, C.W.; OGDEN, F.L. GSSHA: Model to Simulate Diverse Stream Flow Producing Processes. **Journal of Hydrologic Engineering**, Reston, v. 9, n. 3, p. 161-174, 2004a.

DOWNER, C.W.; OGDEN, F.L. Appropriate Vertical Discretization of Richards' Equation for Two-Dimensional Watershed-Scale Modelling. **Hydrological Processes**, Chichester, v.18, p. 1-22, 2004b.

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, 2008.

DUAN, Q., SOROOSHIAN, S., GUPTA, H. V. Effective and efficient global optimization for conceptual rainfall-runoff models. **Water Resources Research**, Washington, v.28, n. 4, p. 1015-1031, 1992.

DUNNE, T. Field studies of hillslope flow process. In: KIRKBY, M.J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. John Wiley, 1978. p. 227-293.

DUNNE, T.; BLACK, R.D. Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, Washington, v. 6, p. 1296-1311, 1970.

EASTON, Z.M.; FUKA, D.R.; WALTER, M.T.; COWAN, D.M.; SCHNEIDERMAN, E.M.; STEENHUIS, T.S. Re-conceptualizing the soil and water assessment tool (SWAT) model to predict runoff from variable source areas. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 348, p. 279-291, 2008.

ESRI, **ArcGIS Versão 9.3.1**. Redlands, 2009.

FOSTER, G.R.; MCCOOL, D.K.; RENARD, K.G.; MOLDENHAUER, W.C. Conversion of the universal soil loss equation to SI metric units. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 36, n. 6, p. 355-359, 1981.

FRANKENBERGER, J.R.; BROOKS, E.S.; WALTER, M.T.; WALTER, M.F.; STEENHUIS, T.S. A GIS-based variable source area hydrology model. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 13, n. 6, p. 805-822, 1999.

GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. Hydrologic Controls on Phosphorus Loss from Upland Agricultural Watersheds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 27, p. 267-277, 1998.

GORSEVSKI, P.V.; BOLL, J.; GOMEZDEL CAMPO, E.; BROOKS, E.S. Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, n. 4, p. 664-673, 2008.

GRABS, T; SEIBERT, J; BISHOP, K; LAUDON, H. Modeling spatial patterns of saturated areas: A comparison of the topographic wetness index and a dynamic distributed model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 373, p. 15-23, 2009.

GREEN, W.H.; AMPT, G.A. Studies on soil physics. **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, v. 4, n. 1, p.1-24, 1911.

GREGORY, S.V.; SWANSON, F.J.; MACKEE, W.A.; CUMMINS, K.W. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones: Focus on links between land and water. **Bioscience**, Washington, v. 41, n. 8, p. 540-549, 1991.

GUNDERSON, L.H. Ecological resilience – in theory and application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 31, p. 425-439, 2000.

HAVERCAMP, R.; VACLIN, M.; TOUMA, J.; WIERENGA, P.J.; VACHAUD, G. A comparison of numerical simulation models for one-dimensional infiltration. **Soil Science Society of America**, Madison, v. 41, p. 285-294, 1977.

HEWLETT, J.D. **Soil Moisture as a Source of Base Flow from Steep Mountain Watersheds**. 1961. 10 p. (USDA, SE Forest Experimental Station Paper, 132).

HEWLETT, J.D. **Principles of forest hydrology**. Athens, Georgia: University of Georgia Press, 1982. 183 p.

HEWLETT J.D.; HIBBERT, E. Factors Affecting the Response of Small Watersheds to Precipitation in Humid Areas. In: SOPPER, W.E.; LULL, H.W. (Ed.). **International Symposium on Forest Hydrology**. Oxford:Pergamon Press, 1967. p. 275-290.

HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. Increases in water yield after several types of forest cutting. **International Association Scientific Hydrology Bulletin**, Oxford, v. 6, n. 3, p. 5-17, 1961.

HEWLETT, J.D.; NUTTER, W.L. **An outline of forest hydrology**. Athens, Georgia University of Georgia Press, 1969. 137 p.

HIBBERT, A.R.; TROENDLE, C.A. Streamflow by variable source area. In: SWANK, W.T.; CROSSLEY, D.A.Jr. (Ed.). **Forest Hydrology and Ecology at Coweeta**. New York: Springer, 1987. p. 111-128.

HORTON, R.E. Rainfall interception. **Monthly Weather Review**, Boston, v. 47, p. 603-623, 1919.

HORTON, R.E. The role of infiltration in the hydrological cycle. **Transactions, American Geophysical Union**, Washington, v. 14, p. 446-460, 1933.

HORTON, R.E. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. **Soil Science Society of America Proceedings**, Madison, v. 4, p. 399-417, 1940.

HUNTINGTON, T.G. Evidence for intensification of the global water cycle: Review and synthesis. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.319, p.83-95, 2006.

HURSH, C.R.; BRATER, E.F. Separating storm-hydrographs from small drainage-areas into surface-and subsurface-flow, **Transactions, American Geophysical Union**, Washington, v.22, p. 863-871, 1941.

HUTCHINSON, M.F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 106, p. 211-232, 1989.

HUTCHINSON, M.F.; DOWLING, T.I. A continental hydrological assessment of a new grid-based digital elevation model of Australia. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 5, p. 45-58, 1991.

HUTSON, J.L.; CASS, A. A retentivity function for use in soil–water simulation models. **Journal of Soil Science**, Oxford, v. 38, n. 1, p. 105-113, 1987.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Secretaria de Economia e Planejamento. Coordenadoria de Ação Regional. Divisão de Geografia. Plano Cartográfico do Estado de São Paulo. São Paulo, **Folha Serra da Estrela. SF-23-Y-A-I-2-NO-E**. Escala 1:10.000, 1979a.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Secretaria de Economia e Planejamento. Coordenadoria de Ação Regional. Divisão de Geografia. Plano Cartográfico do Estado de São Paulo. São Paulo, **Folha Analândia I. SF-23-Y-A-I-2-NO-F**. Escala 1:10.000, 1979b.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Secretaria de Economia e Planejamento. Coordenadoria de Ação Regional. Divisão de Geografia. Plano Cartográfico do Estado de São Paulo. São Paulo, **Folha Analândia II. SF-23-Y-A-I-2-SO-B**. Escala 1:10.000, 1979c.

IPCC: **Climate Change 2007: The 4th assessment report to the intergovernmental panel on climate change**. Disponível em: <http://www.ipcc.ch>. Acesso em: 5 abr. 2012.

JENSON, S.K.; DOMINGUE, J.O. Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Falls Church, v. 54, n. 11, p. 1593-1600, 1988.

JOHNSON, M.S.; COON, W.F.; MEHTA, V.K.; STEENHUIS, T.S.; BROOKS, E.S.; BOLL, J. Application of two hydrologic models with different runoff mechanisms to a

hillslope dominated watershed in the northeastern US: a comparison of HSPF and SMR. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 284, p. 57-76, 2003.

JULIEN, P.Y.; SAGHAFIAN, B. **CASC2D Users Manual: A Two Dimensional Watershed Rainfall-Runoff Model**. Fort Collins: Colorado State University, Center for Geosciences, Hydrologic Modeling Group, 1991. 66 p.

KENT, K.M. Travel time, time of concentration, and lag. In: **National Engineering Handbook-Hydrology**, chap. 15, Washington: USDA, 1972. Section 4.

KNISEL, W.G. **CREAMS: A Field-Scale Model for Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems**. Washington: USDA, Conservation Research, 1980. (Report, 26).

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

LAPPALA, E.G.; HEALY, R.W.; WEEKS, E.P. **Documentation of computer program VS2D to solve the equations of fluid flow in variably saturated porous media**. Denver: U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations, 1987. 184 p. (Report 83-4099)

LEGATES, D.R.; 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.

LEONARD, R.A.; KNISEL, W.G.; STILL, D.A. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 30, p. 1403-1418, 1987.

LEVY, M.C.T.C. **Avaliação de cenários da produção agrícola visando a sustentabilidade do uso das terras de Piracicaba (SP)**. 1995. 104p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Org.). **As florestas plantadas e água – implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**, São Carlos: RiMa, 2006. 226 p.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de Matas Ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Org.). **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo, SP: EDUSP, 2000. p. 33-44.

LINO, J.F.L.; CORSEUIL, C.W.; KOBAYAMA, M.; MALUTTA, S.; UDA, P.K.; BORTOLOTTI, N.L.; SANTOS, I. Análise da Vazão da Bacia Hidrográfica do Rio

Preto com o Modelo SWAT. In: Simpósio Brasileiro de Recurso Hídrico, 18, 2009. Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABRH, 2009. p. 1-20.

LINO, C.F.; DIAS, H. **Águas da Mata Atlântica - programa águas e florestas da Mata Atlântica**. Paris: UNESCO, 2005. (Working Paper, 34)

LOPEZ, O.R.; KURSAR, T.A. Does flood tolerance explain tree species distribution in tropical seasonally flooded habitats? **Oecologia**, Berlin, v. 136, p.193-204, 2003.

LYON, S.W.; LEMBO, A.J.; WALTER, M.T.; STEENHUIS, T.S. Defining Probability of Saturation With Indicator Kriging on Hard and Soft Data. **Advances in Water Resources**, Southampton, v. 29, n. 2, p. 181-193, 2006.

LYON, S.W.; WALTER, M.T.; GERARD-MARCHANT, P.; STEENHUIS, T.S. Using a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curve-number. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 18, p. 2757-2771, 2004.

MANIERI, J.M.; NAIME, J.M.; VAZ, C.M.P.; BACCHI, O.O.S. Aplicação do modelo de Arya e Paris para estimativa da qualidade física do solo. Embrapa Instrumentação Agropecuária. **Comunicado Técnico**, São Carlos, n. 104, p. 1-4, 2009.

MARIN, F.R.; PANDORFI, H.; SENTELHAS, P.C.; CAMARGO, M.B.P.; HERNANDEZ, F.B.T. Perda de Produtividade Potencial da Cultura do Sorgo no Estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, vol.65, n.1, p.157-162, 2006.

MEHTA, V.K.; WALTER, M.T.; BROOKS, E.S.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M.F.; JOHNSON, M.; BOLL, J.; THONGS, D. Application of SMR to modeling watersheds in the Catskill Mountains. **Environmental Modeling and Assessment**, Amsterdam, v. 9, p. 77-89, 2004.

MELLO, C.R.; LIMA, J.M.; SILVA, A.M. Simulação do deflúvio e vazão de pico em microbacia hidrográfica com escoamento efêmero. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 4, p. 410-419, 2007.

MENDIONDO, E.M.; TUCCI, C.E.M. Escalas Hidrológicas. II Diversidade de Processos na Bacia Vertente. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 2, n. 1, p. 59-122, 1997.

MINGOTI, R. **Espacialização da Cobertura Florestal em Relação aos Solos Pouco Profundos e seus Efeitos na Vazão Mínima da Bacia do Ribeirão dos Marins, SP**. 2011. 71p. Qualificação (Doutorado na área de Engenharia de Sistemas Agrícolas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

MINGOTI, R.; FERRAZ, S.F.B.; JOSÉ, T.F.; BOZETTI, C.R.; LIMA, W.P.; VETTORAZZI, C.A. Modeling Forest Harvesting Effects on Peak Flow of Tropical

Streams in Eucalyptus Plantation. In: **AWRA Spring Specialty Conference**, New Orleans, 2012.

MIRANDA A.C.; MIRANDA H.S.; LLOYD, J.; GRACE, J.; MCINTYRE, J.A.; MEIR, P.; RIGGAN, P.; LOCKWOOD, R.; BRASS, J. Carbon dioxide fluxes over a cerrado sensu stricto in central Brazil. In: GASH, J.H.; NOBRE, C.A.; ROBERTS, J.M.; VICTORIA, R.L. (Ed.). **Amazon deforestation and climate**. Chichester: John Wiley 1996. p. 353-363.

MISHRA, S.K.; SINGH, V.P. **Soil Conservation Service Curve Number (SSC-CN) Methodology**. Springer, 2003. 513 p.

MISHRA, S.K.; SINGH, V.P. Validity and extension of the SCS-CN method for computing infiltration and rainfall-excess rates, **Hydrological Processes**, Chichester, v. 18, p. 3323–3345, 2004.

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.

MORAN, E.; OSTROM, E. **Ecosystemas florestais: Interação homem-ambiente**. São Paulo: Editora Senac; São Paulo: Edusp, 2009. 544 p.

MULLER, E. Mapping riparian vegetation along rivers: old concepts and new methods. **Aquatic Botany**, Amsterdam, v. 58, p. 411-437, 1997.

MUSCUTT, A.D.; HARRIS, G.L.; BAILEY, S.W.; DAVIES, D.B. Buffer Zones to improve Water Quality: a Review of their Potential Use in UK Agriculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 45 p. 59-77, 1993.

MUZYLO, A.; LLORENS, P.; VALENTE, F.; KEIZER, J.J.; DOMINGO, F.; GASH, J.H.C. A review of rainfall interception modelling. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 370, p.191-206, 2009.

NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H.; McCLAIN, M.E. **Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities**. London: Elsevier Academic Press, 2005. 430 p.

NAIMAN, R.J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces - Riparian Zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 621-658, 1997.

NASH, J.E.; SUTCLIFFE, J.V. River flow forecasting through conceptual models. Part 1: A discussion of principles. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 10, n. 3, p. 282-290, 1970.

NOBRE, A.D.; CUARTAS, L.A.; HODNETT, M.; RENNO, C.D.; RODRIGUES, G.; SILVEIRA, A.; WATERLOO, M. SALESKA, S.. Height Above the Nearest Drainage

— a hydrologically relevant new terrain model. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 404, p. 13-29, 2011.

ODUM, E. **Systems Ecology**. New York: Wiley, 1982. 644p.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.; BARBIERI, J.L.; ROTTA, C.L. **Levantamento Pedológico Semidetalhado dos Solos do Estado de São Paulo: Quadrícula de Campinas**. Rio de Janeiro, Rio de Janeiro: IBGE-SUPREN, Série Recursos Naturais e Meio Ambiente, v. 5, 1979. 172 p.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.; BARBIERI, J.L.; ROTTA, C.L.; TREMOCOLDI, W. **Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadrícula de Araras**. Campinas, Instituto Agrônomo: Boletim Técnico do Instituto Agrônomo, n. 71, 1982. 180 p.

OLIVEIRA, J.B.; PRADO, H. **Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadrícula de São Carlos**. II Memorial Descritivo. Campinas, Instituto Agrônomo: Boletim Técnico do Instituto Agrônomo, n. 98, 1984. 188p.

OLIVEIRA, J.B. **Solos da Folha de Piracicaba**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1999. (Boletim Científico, 48) 173p.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.F.; BARBIERI, J.L.; ROTTA, C.L.; TREMOCOLDI, W. **Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadrícula de Araras. SF23-Y-A-II**. Rio de Janeiro, RJ: Aerofoto Cruzeiro, mapa, color, 71 x 77 cm, escala 1:100.000, 1981.

OLIVEIRA, J.B.; PRADO, H. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo: Quadrícula de Piracicaba. SF 23-Y-A-IV**. São Paulo: Secretaria da Agricultura: Terrafoto S.A., mapa, color, 71 x 77 cm, escala 1:100.000, 1989.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.F.; ROTTA, C.L. **Levantamento Semidetalhado dos Solos do Estado de São Paulo. Quadrícula de Campinas**. Secretaria de Agricultura, Instituto Agrônomo. Mapa Pedológico escala 1:100.000, 1977.

OLIVEIRA, J.B.; MENK, J.R.F.; ROTTA, C.L. **Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo. Quadrícula de São Carlos**. Escala 1:100.000. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas. 1979.

OLIVEIRA, L.M. **Controle de fontes dispersas de poluição pela fixação de largura mínima de faixa de vegetação natural ou recomposta ao longo de corpos d'água**. 1998. 107p. Dissertação (Mestrado na área de Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1998.

PACHEPSKY, Y.; RAWLS, W.J. Development of Pedotransfer Functions in Soil Hydrology. **Developments in Soil Science**, London, v. 30, p. 1-512, 2004.

PAGANO, S.N.; DURINGAN, G. Aspectos da Ciclagem de Nutrientes em Matas Ciliares do Oeste do Estado de São Paulo, Brasil. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Org.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. São Paulo, SP: EDUSP, 2000. p. 109-123.

PAUDEL, M. **An Examination of Distributed Hydrologic Modeling Methods as Compared with Traditional Lumped Parameter Approaches**. 2010. 174 p. Tese (PhD) – Brigham Young University, Provo, 2010.

PENMAN, H.L. Evaporation from forests: a comparison of theory and observation. In: SOPPER, W.E.; LULL, H.W. (Ed.). **International Symposium on Forest Hydrology**. Oxford: Pergamon Press, 1967. p. 373-380.

PENMAN, H.L. Natural evaporation from open water, bare soil, and grass. **Proceedings of the Royal Society of London, Series A**, London, v.193, p.120-146, 1948.

PIATEK, K.B.; CHRISTOPHER, S.F.; MITCHELL, M.J. Spatial and Temporal dynamics of stream chemistry in a forested Watershed. **Hydrology and Earth System Sciences**, Göttingen, v.13, p. 423-439, 2009.

PINTON, L.G.; CUNHA, C.M.L. Avaliação da Dinâmica Geomorfológica como Subsídio para o Planejamento do Uso e Ocupação da Terra: O Caso da Bacia do Córrego do Cavalheiro Analândia (SP). In: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, 13, 2009. Viçosa. **Anais...** Viçosa, 2009a.

PINTON, L.G.; CUNHA, C.M.L. Implicações geomorfológicas da dinâmica do uso da terra da bacia do Córrego do Cavalheiro - Analândia/SP - Brasil. In: Encuentro de Geógrafos de América Latina, 12, 2009. **Anais...** Montevideo: 12EGAL, 2009b.

PIONKE, H.B.; GBUREK, W.J.; SHARPLEY, A.N. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 14, p. 325-335, 2000.

PRADO, H.; ALMEIDA, C.L.F.; OLIVEIRA, J.B. Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo: **Quadrícula de São Carlos: SF-23-Y-A-I**. Rio de Janeiro, RJ: Aerofoto Cruzeiro, mapa, color, 71 x 77 cm, escala 1:100.000, 1981.

QUINN, P.F.; BEVEN, K.J.; CHEVALLIER, P.; PLANCHON, O. The Prediction of Hillslope Flow Paths for Distributed Hydrological Modeling Using Digital Terrain Models. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 5, p. 59-80, 1991.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: **A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>, 2010.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas**. São Paulo: Manole, 1987. 188p.

REICHENAUER, S.R. Issuing Violations Without Tangible Evidence: Computer Modeling for Clean Water Act Enforcement, **Iowa Law Review**, Iowa, v. 95, n. 3, p. 1011-1035, 2010.

RENNÓ, C.D.; NOBRE, A.D.; CUARTAS, L.A.; SOARES, J.V.; HODNETT, M.G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM; mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, New York, v. 112, p. 3469-3481, 2008.

RICHARDS, L.A. Capillary Conduction of Liquids Through Porous Mediums. **Journal of Applied Physics**, New York, v. 1, n. 5, p. 318-333, 1931.

RODRIGUES, R.R. Florestas Ciliares? Uma Discussão Nomenclatural das Formações Ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. (Org.). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**. 3 ed. São Paulo: EDUSP, 2001. p. 235-247.

RODRIGUES, R.R.; BRANCALION, P.H.S.B.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela Restauração da Mata Atlântica: Referencial dos Conceitos e Ações de Restauração Florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ; Instituto BioAtlântica, 2009. 256 p.

SANTOS, I.; KOBAYAMA, M. Aplicação do TOPMODEL para determinação de áreas saturadas da bacia do rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 77-89, 2008.

SARTORI, A. **Avaliação da Classificação Hidrológica do Solo para a Determinação do Excesso de Chuva do Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos**. 2004. 161p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, 2004.

SCHAAP, M.G.; LEIJ, F.J.; van GENUCHTEN, M.T. Rosetta: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 251, p. 163-176, 2001.

SCS (SOIL CONSERVATION SERVICE). **National engineering handbook**, Section 4, Hydrology. Department of Agriculture, Washington, 762 p., 1972.

SHARPLEY, A.N.; WILLIAMS, J.R. **EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation**. USDA, 1990. 235p. (Technical Bulletin, 1768)

SIEFERT, C.A.C. **Delimitação de áreas hidrologicamente sensíveis por meio de modelagem de processos e da relação solo-vegetação em ambientes hidromórficos**. 2012. 111 p. Dissertação (Mestrado) – Setor de Ciências da Terra, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Paraná, 2012.

SIEFERT, C.A.C; SANTOS, I. Áreas hidrologicamente sensíveis teoria e aplicação para a bacia do rio Barigui, PR, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 61-76, 2010.

SIEFERT, C.A.C; SANTOS, I. Mecanismos de geração de escoamento e áreas hidrologicamente sensíveis uma abordagem hidrogeomorfológica para delimitação de áreas de preservação permanente. **RA'E GA**, Curitiba, v.24, p. 227-257, 2012.

SILVA, R.V.; KOBAYAMA, M. TopModel: teoria integrada e revisão. **Revista RA'E GA**, Curitiba, v. 14, p. 97-110, 2007.

SILVA, J.A.A.; NOBRE, A.D.; MANZATTO, C.V.; JOLY, C.A.; RODRIGUES, R.R.; SKORUPA, L.A.; NOBRE, C.A.; AHRENS, S.; MAY, P.H.; SÁ, T.D.A.; CUNHA, M.C.; RECH FILHO, E.L. **O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o Diálogo**. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC; Academia Brasileira de Ciências, ABC, 2011. 124 p.

SILVA, A.C.; VAN DEN BERG, E.; HIGUCHI, P.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Comparação florística de florestas inundáveis das regiões Sudeste e Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 257-269, 2007.

SMITH, M.B.; SEO, D.J; KOREN, V.I.; REED, S.M.; ZHANG, Z.; DUAN, Q.; MOREDA, F.; CONG, S. The distributed model intercomparison project (DMIP): motivation and experiment design. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 298, p. 4-26, 2004.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Informações da Mata Atlântica**. Disponível em: www.sosmatatlantica.org.br/index.php?section=info&action=mata. Acesso em: 6 dez. 2011.

STEENHUIS, T.S.; van der MOLEN, W.H. The Thornthwaite-Mather procedure as a simple engineering method to predict recharge. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 84, p. 221-229, 1986.

SWANK, W.T.; CROSSLEY, D.A.Jr. (Ed.) **Forest Hydrology and Ecology at Coweeta**. Springer: New York, 1987. 469 p.

TARBOTON, D.G. A New Method for the Determination of Flow Directions and Contributing Areas in Grid Digital Elevation Models. **Water Resources Research**, Washington, v. 33, n. 2, p. 309-319, 1997.

TOMASELLA, J.; HODNETT, M.G. Estimating Unsaturated Hydraulic Conductivity of Brazilian Soils Using Soil-Water Retention Data. **Soil Science**, Baltimore, v. 162, n. 10, p. 703-712, 1997.

TOMASELLA, J.; HODNETT, M.G. Estimating soil water retention characteristics from limited data in Brazilian Amazonia. **Soil Science**, Baltimore, v.163, p.190-202, 1998.

TOMASELLA, J.; HODNETT, M.G.; ROSSATO, L. Pedotransfer functions for the estimation of soil water retention in Brazilian soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 64, p. 327-338, 2000.

TREVISAN, D.; DORIOZ, J.M.; POULENARD, J.; QUETIN, P.; COMBARET, C.P.; MEROT, P. Mapping of critical source areas for diffuse fecal bacterial pollution in extensively grazed watersheds. **Water Research**, New York, v. 44, p. 3847-3860, 2010.

TUCCI, C.E.M. Escoamento Superficial. In: TUCCI, C.E.M. (Ed.). **Hidrologia**. Porto Alegre, RS: UFRGS 2009. p. 391-441.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, n. 44, p. 892-898, 1980.

VAZ, C.M.P.; IOSSI, M.D.; NAIME, J.M.; MACEDO, A.; REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; COOPER, M. Validation of the Arya and Paris Water Retention Model for brazilian soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 69, n. 3, p. 577-583, 2005.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, 1991. 123 p.

VIANNA, L.F.N.; DORTZBACH, D. **Sistema de Informações Geográficas para Alerta de Fenômenos Meteorológicos Extremos em Santa Catarina. Florianópolis - SC**. Relatório do Projeto: Previsão de Eventos Extremos no Sul do Brasil - FINEP. Disponível em www.ciram.com.br/finep14/recursos/Rel_FINEP14_GeoSC.pdf. Epagri, 2009. 14p.

WALTER, M.T.; ARCHIBALD, J.A.; BUCHANAN, B.; DAHLKE, H.; EASTON, Z.M.; MARJERISON, R.D.; SHARMA, A.N.; SHAW, S.B. New Paradigm for Sizing Riparian Buffers to Reduce Risks of Polluted Storm Water: Practical Synthesis. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, New York, v. 135, n. 2, p. 200-209, 2009.

WALTER, M.T.; STEENHUIS, T.S.; MEHTA, V.K.; THONGS, D.; ZION, M.; SCHNEIDERMAN, E. Refined conceptualization of TOPMODEL for shallow subsurface flows. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 16, p. 2041-2046, 2002.

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. 55, n. 3, p. 277-284, 2000.

WENGER, S. **A Review of the Scientific Literature on Riparian Buffer Width, Extent and Vegetation**. Office of Public Service & Outreach, Institute of Ecology, University of Georgia, 1999. 59 p.

WHITE, E.D. **Development and Application of a Physically Based Landscape Water Balance in the SWAT Model**. 2009. 59 p. Thesis (Master of Science) - Cornell University, 2009.

WILLMOTT, C.J. On the Validation of Models. **Physical Geography**, Norwich, v.2, n.2, p. 184-194, 1981.

XIANG, W.N. Application of a GIS-Based Stream Buffer Generation Model do Environmental Policy Evaluation. **Environmental Management**, New York, v. 17, n. 6, p. 817-827, 1993.

YOUNG, R.A.; ONSTAD, C.A.; BOSCH, D.D.; ANDERSON, W.P. AGNPS: A nonpoint source pollution model for evaluating agricultural watersheds. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 44, p. 169-173, 1989.

ZAKIA, M.J.B. **Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental: implicações no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de matas nativas**. 1998. 98 p. Tese (Doutorado na área Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1998.

ZAKIA, M.J.B.; FERRAZ, F.F.B.; RIGHETTO, A.M.; LIMA, W.P. A Delimitação da Zona Ripária em uma Microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Org.). **As Florestas Plantadas e Água – Implementando o Conceito da Microbacia Hidrográfica como Unidade de Planejamento**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 29-43.

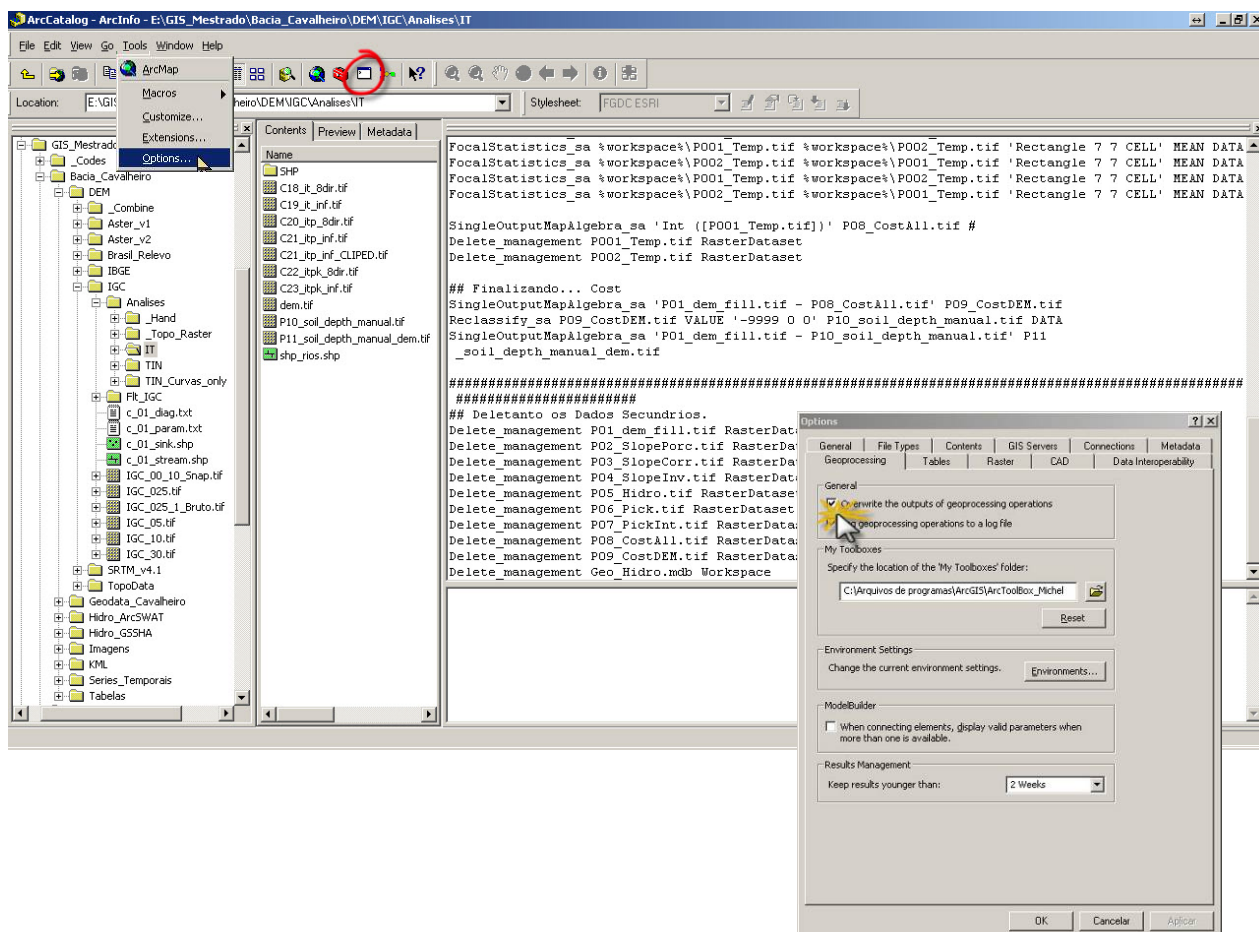
ZHAN, X.; HUANG, M. ArcCN-Runoff: an ArcGIS tool for generating curve number and runoff maps. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, v. 19, p. 875-879, 2004.

ZOLLWEG, J.A.; GBUREK, W.J.; STEENHUIS, T.S. SmoRMod - A GIS-integrated Rainfall-Runoff Model. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, n. 39, p. 1299-1307, 1996.

APÊNDICES

Apêndice A: Scripts

Os chamados “scripts” representam uma seqüência de comandos, escrita para *Command Line* do software ArcCatalog ArcGIS 9.3. Basta copiar os comandos, ajustar os itens no trecho “*Set Enviromental Setting*” do código e rodar.



É fundamental habilitar a opção “*Overwrite the outputs os geoprocessing operations*”, no menu Options (*Tool > Options*) e instalar a versão 5.0 do TauDEM.

<http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem5.0/index.html>

```
#####  
## Script 1: Calcular a Profundidade do Solo  
## Pré-Requisitos: TauDEM 5.0 Instalado  
## Pré-Requisitos: Ajustar o nome do diretório  
## Pré-Requisitos: DEM, com nome de "dem", em extensão ".tif", dentro do diretório definido.  
## Pré-Requisitos: Shapefile contendo hidrografia, com nome de "shp_rios", em extensão ".shp", dentro do diretório definido.  
## Autor: Michel Metran da Silva  
## Data: 10/01/2012  
#####  
  
## Reset "Enviromental Settings"  
extent  
snapRaster  
cellSize  
workspace  
scratchWorkspace  
  
## Set "Enviromental Setting"  
workspace E:\GIS_Mestrado\Bacia_Cavalheiro\DEM\IGC\Analises\IT\  
snapRaster dem.tif  
extent dem.tif  
cellSize MINOF  
CreateFolder_management 'C:\' Temp_IT  
scratchWorkspace 'C:\Temp_IT'  
  
#####  
## Copia do shapefiles dos rios para dentro do "workspace"  
CopyFeatures_management %workspace%\SHP\shp_rios.shp %workspace%\shp_rios.shp # 0 0 0  
  
## Criar a Distância Custo, o Slope Invertido...  
Fill_sa dem.tif P01_dem_fill.tif #  
Slope_sa P01_dem_fill.tif P02_SlopePorc.tif PERCENT_RISE 1  
SingleOutputMapAlgebra_sa 'con ([P02_SlopePorc.tif] >= 1, [P02_SlopePorc.tif], 0.01)' P03_SlopeCorr.tif  
SingleOutputMapAlgebra_sa '1 div (sqrt ([P03_SlopeCorr.tif]))' P04_SlopeInv.tif  
  
## Rasterizando os Rios, Input Hidrografia via shape  
CreatePersonalGDB_management %workspace% Geo_Hidro  
CopyFeatures_management %workspace%\shp_rios.shp %workspace%\Geo_Hidro.mdb\hidrografia # 0 0 0  
AddField_management %workspace%\Geo_Hidro.mdb\hidrografia ID_Const SHORT # # # # NULLABLE NON_REQUIRED #
```

```

CalculateField_management %workspace%\Geo_Hidro.mdb\hidrografia ID_Const 1 VB #
FeatureToRaster_conversion %workspace%\Geo_Hidro.mdb\hidrografia ID_Const P05_Hidro.tif #
Pick_sa P05_Hidro.tif P01_dem_fill.tif P06_Pick.tif

## Alterando os valores dos rios
SingleOutputMapAlgebra_sa 'Int ([P06_Pick.tif])' P07_PickInt.tif #

## Cost Allocation, o processamento mais pesado.
CostAllocation_sa P07_PickInt.tif P04_SlopeInv.tif P08_CostAll.tif # # VALUE # #

## Filtrando...
FocalStatistics_sa %workspace%\P08_CostAll.tif %workspace%\P001_Temp.tif 'Rectangle 7 7 CELL' MEAN DATA
FocalStatistics_sa %workspace%\P001_Temp.tif %workspace%\P002_Temp.tif 'Rectangle 7 7 CELL' MEAN DATA
FocalStatistics_sa %workspace%\P002_Temp.tif %workspace%\P001_Temp.tif 'Rectangle 7 7 CELL' MEAN DATA
FocalStatistics_sa %workspace%\P001_Temp.tif %workspace%\P002_Temp.tif 'Rectangle 7 7 CELL' MEAN DATA
FocalStatistics_sa %workspace%\P002_Temp.tif %workspace%\P001_Temp.tif 'Rectangle 7 7 CELL' MEAN DATA

SingleOutputMapAlgebra_sa 'Int ([P001_Temp.tif])' P08_CostAll.tif #
Delete_management P001_Temp.tif RasterDataset
Delete_management P002_Temp.tif RasterDataset

## Finalizando... Cost
SingleOutputMapAlgebra_sa 'P01_dem_fill.tif - P08_CostAll.tif' P09_CostDEM.tif
Reclassify_sa P09_CostDEM.tif VALUE '-9999 0 0' P10_soil_depth_manual.tif DATA
SingleOutputMapAlgebra_sa 'P01_dem_fill.tif - P10_soil_depth_manual.tif' P11_soil_depth_manual_dem.tif

#####
## Deletando os Dados Secundários
Delete_management P01_dem_fill.tif RasterDataset
Delete_management P02_SlopePorc.tif RasterDataset
Delete_management P03_SlopeCorr.tif RasterDataset
Delete_management P04_SlopeInv.tif RasterDataset
Delete_management P05_Hidro.tif RasterDataset
Delete_management P06_Pick.tif RasterDataset
Delete_management P07_PickInt.tif RasterDataset
Delete_management P08_CostAll.tif RasterDataset
Delete_management P09_CostDEM.tif RasterDataset
Delete_management Geo_Hidro.mdb Workspace

#####

```

134

```
## Reset "Enviromental Settings"  
extent  
snapRaster  
cellSize  
workspace  
scratchWorkspace  
Delete_management 'C:\Temp_IT' Folder  
#####
```

```
#####
## Script 2: Calcular o Índice Topográfico
## Pré-Requisitos: TauDEM 5.0 Instalado
## Pré-Requisitos: Ajustar o nome do diretório
## Pré-Requisitos: DEM, com nome de "dem", em extensão ".tif", dentro do diretório definido.
## Autor: Michel Metran da Silva
## Data: 10/01/2012
#####

## Reset "Enviromental Settings"
extent
snapRaster
cellSize
workspace
scratchWorkspace

## Set "Enviromental Setting"
workspace E:\GIS_Mestrado\Bacia_Cavalheiro\DEM\IGC\Analises\IT\
snapRaster dem.tif
extent dem.tif
cellSize MINOF
CreateFolder_management 'C:\' Temp_IT
scratchWorkspace 'C:\Temp_IT'

#####
## Cálculos ArcGIS
Fill dem.tif C01_fill.tif #
Slope_sa C01_fill.tif C02_slope.tif DEGREE 1
FlowDirection_sa C01_fill.tif C03_flowdir.tif NORMAL #
FlowAccumulation_sa C03_flowdir.tif C04_flowaccum.tif # FLOAT

## Cálculos TauDEM
PitRemove %workspace%\dem.tif 1 %workspace%\C05_fel.tif
DinfFlowDirections C05_fel.tif 1 %workspace%\C07_ang.tif %workspace%\C06_slp.tif
DinfContributingArea C07_ang.tif # # false 1 %workspace%\C08_sca.tif

## Criando um Raster com Constante, com o tamanho do Pixel, a ser usado em análises posteriores...
CreateConstantRaster_sa %workspace%\C09_raster_n1.tif 1 INTEGER
CreateRandomPoints_management %workspace%\ shp_random_points # # 1 '0 Unknown' POINT 0
FeatureToRaster_conversion shp_random_points.shp Id %workspace%\C10_raster_pixel.tif #
```



```

ZonalGeometry_sa C10_raster_pixel.tif VALUE %workspace%\C11_pixel_area.tif AREA
SingleOutputMapAlgebra_sa 'sqrt ([C11_pixel_area.tif])' C12_pixel_lado.tif #
ZonalStatistics_sa C09_Raster_n1.tif VALUE C12_pixel_lado.tif C13_pixel_constante.tif MAXIMUM DATA

## Corrigindo Unidades
SingleOutputMapAlgebra '[C04_flowaccum.tif] + 1' C16_un_flowaccum.tif
SingleOutputMapAlgebra '[C08_sca.tif] div [C13_pixel_constante.tif]' C17_un_sca.tif

## Cálculo do Índice Topográfico, com direções infinitas, usando o algoritmo do TauDEM, e usando apenas 8 direções.
SingleOutputMapAlgebra 'ln ((C16_un_flowaccum.tif * C13_pixel_constante.tif) div ((tan (con(C02_slope.tif >= 1,
C02_slope.tif, 0.01) / 57.29578))))' C18_it_8dir.tif
SingleOutputMapAlgebra 'ln ((C17_un_sca.tif * C13_pixel_constante.tif) div ((tan (con(C06_slp.tif >= 1, C06_slp.tif,
0.01)))))' C19_it_inf.tif

## Cálculo do Índice Topográfico-Profundidade, com direções infinitas, usando o algoritmo do TauDEM, e usando apenas
8 direções.
SingleOutputMapAlgebra 'ln ((C16_un_flowaccum.tif * C13_pixel_constante.tif) div ((tan (con(C02_slope.tif >= 1,
C02_slope.tif, 0.01) / 57.29578))) * (con([P10_soil_depth_manual.tif] >= 1, P10_soil_depth_manual.tif, 0.01)))'
C20_itp_8dir.tif
SingleOutputMapAlgebra 'ln ((C17_un_sca.tif * C13_pixel_constante.tif) div ((tan (con([C06_slp.tif] >= 1,
C06_slp.tif, 0.01))) * (con([P10_soil_depth_manual.tif] >= 1, [P10_soil_depth_manual.tif], 0.01))))' C21_itp_inf.tif

#####
## Deletando os Dados Secundários
Delete_management cmsgtmp.txt File
Delete_management C01_fill.tif RasterDataset
Delete_management C02_slope.tif RasterDataset
Delete_management C03_flowdir.tif RasterDataset
Delete_management C04_flowaccum.tif RasterDataset
Delete_management C05_fel.tif RasterDataset
Delete_management C06_slp.tif RasterDataset
Delete_management C07_ang.tif RasterDataset
Delete_management C08_sca.tif RasterDataset
Delete_management C09_raster_n1.tif RasterDataset
Delete_management C10_raster_pixel.tif RasterDataset
Delete_management C11_pixel_area.tif RasterDataset
Delete_management C12_pixel_lado.tif RasterDataset
Delete_management C13_pixel_constante.tif RasterDataset
Delete_management C16_un_flowaccum.tif RasterDataset
Delete_management C17_un_sca.tif RasterDataset

```

```
#Delete_management Soil_Param.tif RasterDataset  
Delete_management shp_random_points.shp ShapeFile
```

```
#####  
## Reset "Enviromental Settings"  
extent  
snapRaster  
cellSize  
workspace  
scratchWorkspace  
Delete_management 'C:\Temp_IT' Folder  
  
#####
```


Apêndice B: Comparação de DEMs

O modelo digital do terreno, ou DEM (do inglês, *Digital Elevation Model*) é um dos parâmetros mais básicos, requerido por diversos modelos hidrológicos distribuídos ou semi-distribuídos. Por meio do DEM que é definida a delimitação e, conseqüentemente, a área da bacia hidrográfica que será objeto de estudo. Entretanto, perante aos diversos DEMs disponíveis na internet, torna-se necessário avaliar e selecionar o DEM que será usado para o modelo hidrológico. Dessa maneira, optou-se por comparar os seguintes DEMs, todos disponíveis para *download* na internet:

- Aster DEM versão 1, vide AsterGDEM (2012);
- Aster DEM versão 2, vide AsterGDEM (2012);
- Brasil em Relevo, vide Miranda (2005);
- SRTM versão 4.1, vide SRTM (2012);
- TopoData, vide TopoData (2012).

Além desses DEMs disponíveis na *web*, outra fonte de dados consiste na criação do DEM através da interpolação das curvas de nível, juntamente com pontos cotados e hidrografia. O algoritmo AnuDEM (Hutchinson, 1989 e Hutchinson e Dowling, 1991), implementado na ferramenta *Topo to Raster*, no *toolbox Spatial Analyst*, do ArcGIS (ESRI, 2009), faz esse processamento.

Para comparação dos dados e seleção do melhor DEM, foram vetorizadas duas fontes diferentes de cartas topográficas. As cartas do IGC, em escala 1:10.000 foram vetorizadas unicamente para a bacia do córrego do Cavalheiro, com cerca de 1.000 hectares, sendo essa uma sub-bacia do Corumbataí. A distância entre cotas dessas cartas tem 5 metros, que permitiu criar um DEM com 2,5 metros de resolução espacial.

O outro conjunto de dados obtido no formato vetorial foram as cartas topográficas 1:50.000, do *Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística* (IBGE). Essa fonte de dados disponibiliza os seguintes planos de informação (layers) (Figura 35):

- Curvas de nível (entre cotas de 20 metros);
- Pontos cotados;
- Hidrografia: cursos d'água, reservatórios e nascentes;
- Estradas e rodovias;
- Localidades e Municípios;
- Edificações.

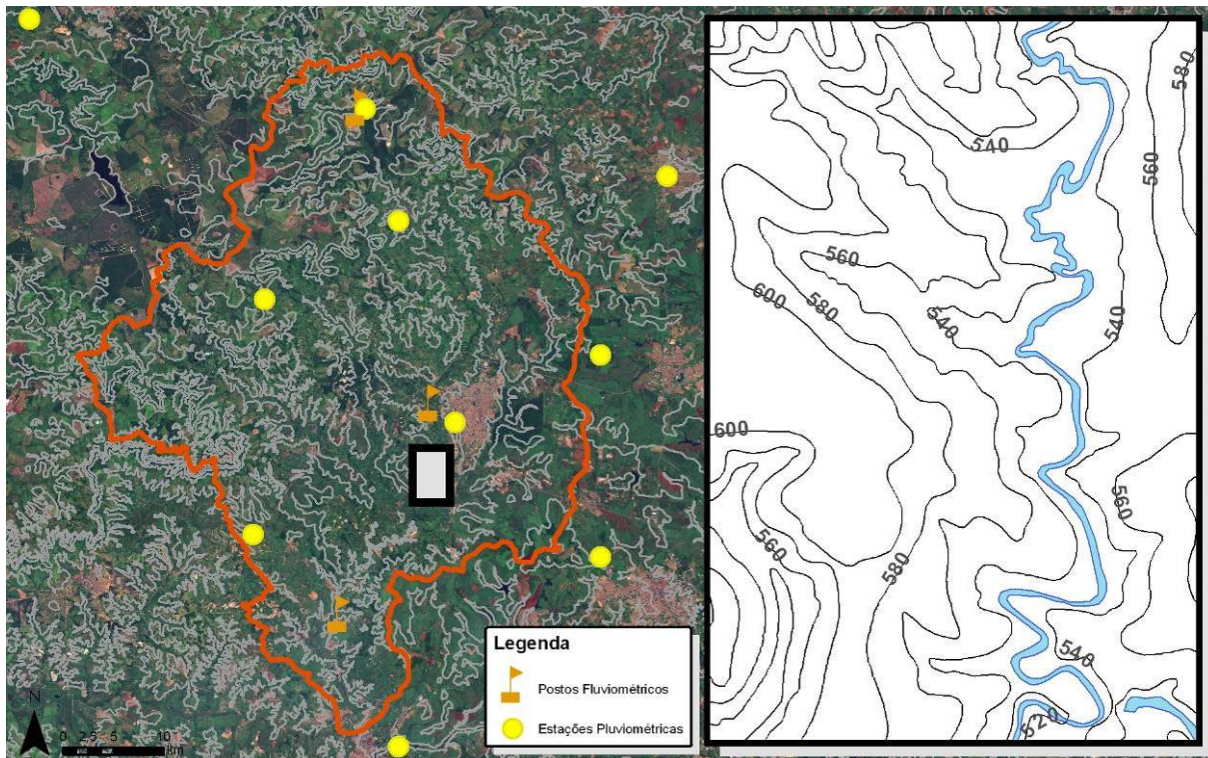


Figura 35 – Curvas de nível digitalizadas a partir das cartas planialtimétricas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1:50.000

Com uso do AnuDEM, foi feita a interpolação das curvas de nível, hidrografia e pontos cotados, produzido um DEM com resolução espacial de 30 metros.

De posse de 7 diferentes DEMs, todos foram projetados em datum *South American 1969 (SAD 69)*, projeção Universal Transversa de Mercator (UTM), com seus *pixels* alinhados, com uso de interpolação cúbica. Para a seleção do melhor DEM a ser usado na bacia do Corumbataí, todos os DEMs foram combinados com o DEM gerado pelas cartas do IGC para a bacia do Cavalheiro, com 2,5 metros de resolução espacial, e foi calculada a somatória dos erros. A partir disso, o DEM selecionado para a bacia do Corumbataí, que apresentou menor erro em relação ao DEM de 2,5 metros, foi o Aster DEM versão 1.

Na Figura 36 é apresentada a rotina para análises comparativas e seleção do melhor DEM para a bacia do rio Corumbataí.

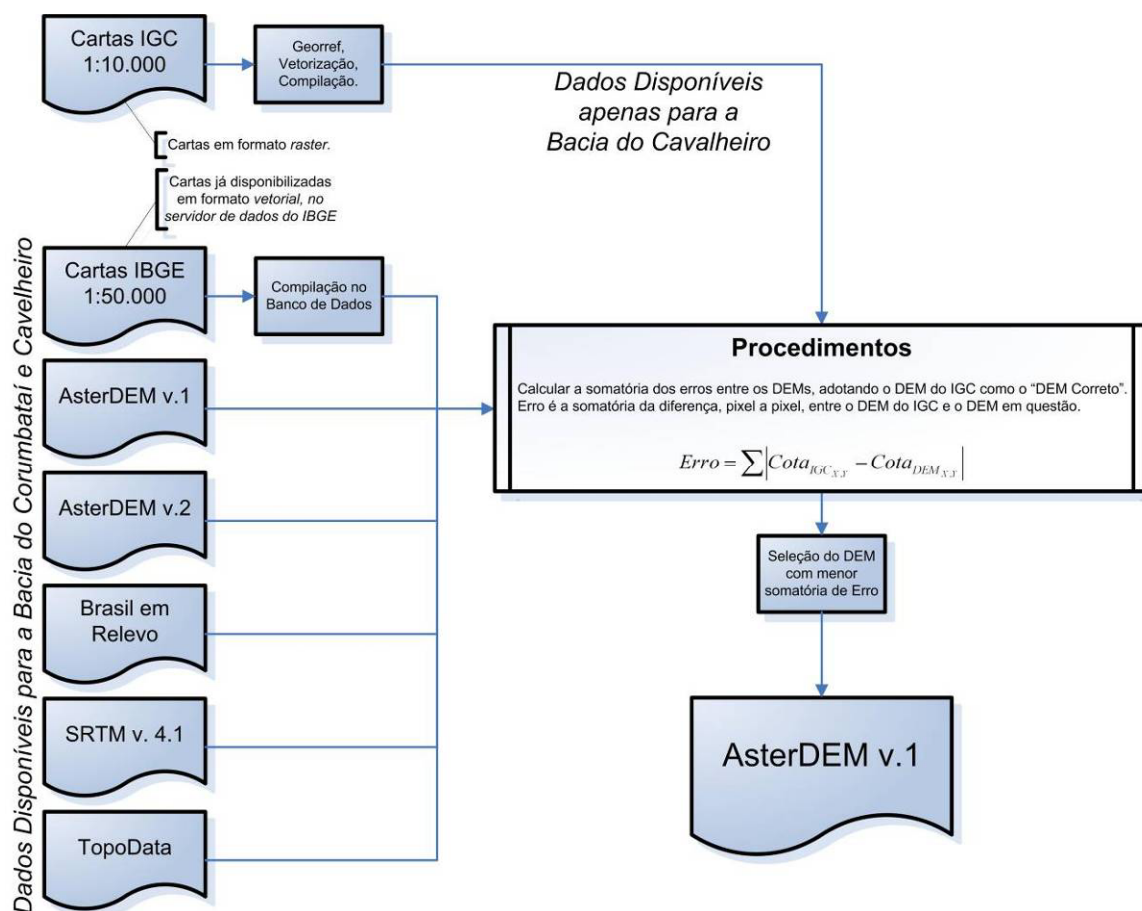


Figura 36 – Fluxograma das etapas para efetuar a comparação dos diferentes DEMs. Inicialmente foram obtidas diversas fontes de DEMs, posteriormente realizou-se a comparação com o melhor DEM, do IGC, através da somatória de erros

Referências

ASTERGDEM. **ASTER Global Digital Elevation Model**. Disponível em: <http://www.gdem.aster.ersdac.or.jp/>. Acesso em: 25 fev. 2012.

ESRI, **ArcGIS Versão 9.3.1**. Redlands, 2009.

HUTCHINSON, M.F. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 106, p. 211-232, 1989.

HUTCHINSON, M.F.; DOWLING, T.I. A continental hydrological assessment of a new grid-based digital elevation model of Australia. **Hydrological Processes**, Chichester, v. 5, p. 45-58, 1991.

MIRANDA, E.E. **Brasil em Relevo**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: www.relevobr.cnpm.embrapa.br. Acesso em: 25 fev. 2012.

SRTM. **Shuttle Radar Topography Mission**. Disponível em:
<http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>. Acesso em: 25 fev. 2012.

TOPODATA. **Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil**. Disponível em:
www.dsr.inpe.br/topodata/documentos.php. Acesso em: 25 fev. 2012.