

Jardel Kappaun Cocconi

**INVESTIGAÇÕES DAS MUDANÇAS NO USO E
OCUPAÇÃO DO SOLO NA BACIA TAQUARI-ANTAS E
SUAS POSSÍVEIS INFLUÊNCIAS NAS VAZÕES**

Dissertação de Mestrado
submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Engenharia
Ambiental da Universidade Federal
de Santa Catarina para a obtenção
do Grau de Mestre em Engenharia
Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fábio Farias
Pereira

Florianópolis, Santa Catarina

2019

Jardel Kappaun Cocconi

**INVESTIGAÇÕES DAS MUDANÇAS NO USO E OCUPAÇÃO
DO SOLO NA BACIA TAQUARI-ANTAS E SUAS POSSÍVEIS
INFLUÊNCIAS NAS VAZÕES**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de “Mestre em Engenharia Ambiental” e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 23 de fevereiro de 2019.

Prof. Maria Eliza Nagel Hassemer, Prof.^a
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Fábio Farias Pereira, Dr.
Orientador
Universidade Federal de Alagoas

Prof.^a Nadia Bernardi Bonumá, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Ludmilson Abritta Mendes, Dr.
Universidade Federal de Sergipe

RESUMO

O presente trabalho objetiva avaliar as mudanças histórico-temporais de uso e ocupação do solo e sua possível influência nas vazões médias de longo prazo. Nesse sentido, foram empregues diferentes bases temporais de ocupação do solo (IBGE) na formulação de cenários de modelagem hidrológica. Foi usado o modelo hidrológico de grandes bacias MGB-IPH na construção dos cenários comparados e as estações foco de análise foram submetidas aos testes estatísticos de Mann-Kendall e de Pettitt para verificação de tendências nas séries históricas de vazão. Os resultados revelam que não há grande variação nos valores de vazão média de longo prazo quando comparadas às bases dos anos de 2000, 2010 e 2014. Entretanto, quando submetidas a cenários de maior cobertura vegetal (IBGE, 1992), observam-se decréscimos no escoamento superficial de 44 a 82 mm.ano⁻¹ e de 5,3 a 29,6 m³.s⁻¹ nas vazões médias de longo período das estações selecionadas. Tais valores são ainda maiores quando avaliadas vazões mínimas, sendo observados acréscimos de 0,9 a 12,1 m³.s⁻¹ dos anos de 1992 a 2000 e de 0,1 a 2,7 m³.s⁻¹ em comparação ao ano subsequente. Quando empregada uma base de maior variação em termos de dados agropecuários (IBGE, 2007), há acréscimos de 1 a 11 mm.ano⁻¹ no escoamento superficial e de 0,2 a 7,0 m³.s⁻¹ nas vazões.

Palavras-chave: Modelagem Hidrológica. MGB-IPH. Alterações de Uso e Ocupação do Solo. Hidrologia de Grandes Bacias.

ABSTRACT

The current research aims to evaluate the influence of land use changes on long-term flows in the southern Brazilian Basin of Taquari-Antas. Different temporal land use bases (IBGE) were used to formulate the hydrological modeling scenarios using MGB-IPH, a large basin hydrological model. Several flow measuring stations were subjected to Mann-Kendall and Pettitt's statistical tests in order to verify trends and inflection points in historical flow series. Results show that there is no significant variation in long-term average flow (LTAF) values when compared the data sets of 2000, 2010 and 2014. However, when a control basin is compared to a conservationist scenario (IBGE, 1992), results show an increase in surface runoff ranging from 44 to 82 mm.year⁻¹, and from 5.3 to 29.6 m³.s⁻¹ in the LTAF of the selected stations. These values are even higher when minimum flows are evaluated, presenting increases of 0.9 to 12.1 m³.s⁻¹ from 1992 to 2000 and, from 0.1 to 2.7 m³.s⁻¹ in comparison to the year thereafter. When applying a land use basis containing more variety of agricultural data (IBGE, 2007), results show 1 to 11 mm.year⁻¹ increase in surface runoff and from 0.2 to 7.9 m³.s⁻¹ in LTAF.

Keywords: Hydrologic Modeling. MGB-IPH. Land Use Changes. Large Basin Hydrology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Escoamento e evapotranspiração após o desmatamento numa bacia no sul da África.....	27
Figura 2. Sub-bacias geradas para a Bacia Taquari-Antas.....	37
Figura 3. Localização, hidrografia e UGs da bacia Taquari-Antas.	38
Figura 4. Intensidade dos usos antrópicos na bacia Taquari-Antas.....	42
Figura 5. Uso e ocupação do solo atualizado da bacia Taquari-Antas.....	45
Figura 6. Empreendimentos hidrelétricos em operação na bacia Taquari-Antas.	47
Figura 7. Mapa de diretrizes para o licenciamento ambiental de PCHs e CGHs na bacia Taquari-Antas.....	50
Figura 8. Fluxograma de pré-processamento de dados e modelagem hidrológica empregue.....	53
Figura 9. Modelo Digital de Elevação processado para a Bacia Taquari-Antas e detalhe em área aleatória da Bacia.	69
Figura 10. Minibacias e linha de drenagem geradas para a Bacia Taquari-Antas.	70
Figura 11. Tipos de solo para a Bacia Taquari- Antas.	72
Figura 12. Cenários de uso de ocupação do solo desenvolvidos segundo referências consultadas.	75
Figura 13. Continuação de cenários de uso de ocupação do solo desenvolvidos segundo referências consultadas.	76
Figura 14. Mapas de CRH para os cenários de uso de ocupação do solo avaliados.....	78
Figura 15. Continuação mapas de CRH para os cenários de uso de ocupação do solo avaliados.....	79
Figura 16. Localização geográfica dos postos pluviométricos e fluviométricos na área de interesse.	84
Figura 17. Relação obtida entre a área da bacia e a largura média do rio na bacia Taquari-Antas.	85
Figura 18. Comparação entre vazões observadas e calculadas pelas formas dos hidrogramas na estação 8647000 durante a etapa de calibração.	91
Figura 19. Hidrograma e curva de permanência calculado x observado na estação 86470000.....	100

Figura 20. Hidrograma e curva de permanência calculado x observado na estação 86510000.....	101
Figura 21. Hidrograma e curva de permanência calculado x observado na estação 86560000.....	101
Figura 22. Hidrograma e curva de permanência calculado x observado na estação 86720000.....	101
Figura 23. Variação do uso e ocupação do solo segundo os diferentes cenários nas sub-bacias avaliadas.....	1118
Figura 24. Continuação de variação do uso e ocupação do solo segundo os diferentes cenários nas sub-bacias avaliadas. ...	1129
Figura 25. Variação de vazão calculada nas estações 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 segundo os cenários IBGE00, IBGE10 e IBGE14.....	11512
Figura 26. Representação das classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias avaliadas para os cenários IBGE92 (IBGE, 1992).....	115
Figura 27. Representação das classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias avaliadas para o cenário IBGE07 (IBGE, 2007).	11916

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Publicações acadêmicas relevantes associadas ao modelo MGB – IPH e a Bacia Taquari-Antas.	56
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Medidas conservacionistas do solo.....	20
Tabela 2. Trabalhos reportados em bibliografia para medidas de evapotranspiração.....	30
Tabela 3. Área ocupada pelas regiões fitogeográficas na bacia Taquari-Antas.....	36
Tabela 4. Municípios com mais de 50.000 habitantes inseridos na bacia Taquari-Antas.....	40
Tabela 5. Uso de ocupação do solo reportados na bibliografia e respectivos percentuais.....	41
Tabela 6. Comparativo entre uso e ocupação do solo reportado nos anos de 1977 e 2014 na bacia Taquari-Antas.....	44
Tabela 7. Áreas significativas da bacia não protegidas por Unidades de Conservação.....	46
Tabela 8. Lista dos empreendimentos hidrelétricos em operação na bacia Taquari Antas e respectivas especificações pertinentes.....	48
Tabela 9. Dados de uso e ocupação do solo da Bacia Taquari-Antas tratados e empregues na modelagem hidrológica.....	73
Tabela 10. UHR obtidas para cada cenário avaliado.....	76
Tabela 11. Dados hidrológicos e climatológicos de entrada no modelo.....	82
Tabela 12. Descrição dos parâmetros fixos empregues no modelo.....	86
Tabela 13. Descrição dos parâmetros calibráveis empregues no modelo.....	88
Tabela 14. Condicionais para seleção de estações fluviométricas na avaliação de cenários.....	93
Tabela 15. Resultados do teste de Mann-Kendall para as estações avaliadas.....	94
Tabela 16. Precipitação acumulada média em estações inseridas na bacia.....	92
Tabela 17. Resultados dos testes de Mann-Kendall e de Pettitt e respectivos aspectos de desempenho das estações selecionadas.....	93
Tabela 18. Parâmetros calibrados para o cenário controle nas estações avaliadas.....	95
Tabela 19. Coeficientes de Nash, Nash log e Volumes totais calculados para a calibração.....	96

Tabela 20. Vazão média, Vazão média específica e Escoamento superficial e em relação ao cenário controle CONTROLE.....	106
Tabela 21. Comparativo de vazões médias calculadas nas estações 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 segundo os cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10 e IBGE14.....	104
Tabela 22. Comparativo de vazões mínimas calculadas nas estações 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 segundo os cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10 e IBGE14.....	114
Tabela 23. Comparativo de vazões mínimas calculadas nas estações 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 segundo os cenários IBGE92, IBGE00, IBGE07, IBGE10 e IBGE14.....	114

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
1.1 OBJETIVO GERAL	16
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO.....	18
2.1 COBERTURA VEGETAL E O REGIME HIDROLÓGICO	18
2.1.1 Vegetação.....	20
2.1.2 Alterações no regime hidrológico: bacias experimentais	23
2.1.2.1 Estudo em uma única bacia	23
2.1.2.2 Estudos de correlações	24
2.1.2.3 Estudos de bacias pareadas	24
2.2 IMPACTOS DAS MUDANÇAS DE USO DO SOLO NAS VAZÕES	25
2.2.1 Impactos das mudanças de uso do solo em outras variáveis	28
2.2.1.1 Precipitação	28
2.2.1.2 Evaporação e transpiração.....	29
2.2.1.3 Hidrogramas	31
2.2.1.4 Impactos do estabelecimento Centrais Hidrelétricas	32
3 MODELAGEM EXPERIMENTAL: A BACIA TAQUARI-ANTAS	34
3.1 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA	34
3.1.1 Municípios inseridos na bacia.....	39
3.2 DIAGNÓSTICO PRELIMINAR DA BACIA.....	40
3.2.1 Usos da água.....	45
3.3 MODELAGEM HIDROLÓGICA	50
3.3.1 O modelo MGB.....	51
3.3.1.1 Publicações associadas ao modelo	54
3.3.1.2 Processos verticais.....	58
3.3.1.3 Processos horizontais	61

3.4 SELEÇÃO DAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS	63
3.4.1 Análise de estacionariedade de séries de vazão	64
3.4.2 Teste de tendência Mann-Kendall.....	65
3.4.3 Teste de homogeneidade de Pettitt.....	66
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	69
4.1 ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO.....	69
4.2 DISCRETIZAÇÃO DA BACIA	70
4.3 TIPO DE SOLO, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E UNIDADES DE RESPOSTA HIDROLÓGICA (UHR)	70
4.3.1 Descrição dos cenários	79
4.4 DADOS DE PRECIPITAÇÃO, VAZÃO E CLIMATOLÓGICOS	81
4.5 SIMULAÇÕES PARA OS CENÁRIOS.....	84
4.6 CALIBRAÇÃO DO MODELO	85
5 RESULTADOS.....	93
5.1 RESULTADOS DAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS.....	93
5.2 RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO	98
5.2.1 Parâmetros interferentes na análise das mudanças de uso e ocupação do solo	102
5.2.1.1 Índice de Área Foliar (IAF)	103
5.3 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	108
5.4 VERIFICAÇÃO DE HIPÓTESES	120
6 CONCLUSÃO	122
REFERÊNCIAS.....	124
ANEXO 1 - Estações Fluviométricas e Pluviométricas da Bacia Taquari-Antas.....	152
ANEXO 2. Parâmetros Fixos e Calibráveis para os Cenários Modelados.....	156
ANEXO 3. Resultados dos Testes de Mann-Kendall e de Pettitt.....	159

ANEXO 4. Uso e Ocupação do Solo nas Sub-Bacias	
Avaliadas.....	164

1 INTRODUÇÃO

A constante pressão antrópica devido à alteração de ambientes naturais pode ser verificada sob diversos aspectos, dentre os quais destacam-se o crescimento populacional e o desenvolvimento urbano desordenado. Areladas à essa realidade, surgem demandas em consumo, transporte, moradia e energia, por exemplo. As demandas, por sua vez, representam a força motriz de um processo de alteração dos ambientes naturais em variadas unidades territoriais. Podem ser citadas, nesse sentido, as alterações nas áreas ripárias e áreas verdes de vegetação natural, com impactos ambientais significativos sobretudo na hidrologia das bacias hidrográficas.

O regime hidrológico das bacias hidrográficas e suas alterações no que tange às vazões extremas podem ser avaliados através do estudo de bacias experimentais. Sob essa ótica figuram estudos advindos (i) do monitoramento de uma única bacia; (ii) de correlações; e (iii) de bacias pareadas (BACELLAR, 2005). No primeiro, determina-se o comportamento hidrológico de um rio a partir de anos de monitoramento; no segundo, esse comportamento é determinado a partir da comparação entre diferentes bacias para o atributo de interesse; já no terceiro caso, avalia-se esse comportamento pela comparação entre bacias de características similares, uma de controle e outra tratada (BACELLAR, 2005). A metodologia das bacias pareadas é vastamente empregada na avaliação de impactos advindos das alterações de uso e ocupação do solo no regime hidrológico, sendo amplamente reportada na bibliografia e difundida pelo mundo (BEST et al., 2003). Essa metodologia elimina a interferência da variabilidade climática, já que compara bacias hidrográficas sujeitas às mesmas condições climáticas sob diferentes usos de solo (BROWN et al., 2005). Citam-se os estudos de desmatamento (RUPRECHT; SCHOFIELD, 1989; RUPRECHT et al., 1991; SCHOFIELD, 1991), de reflorestamento (BOSCH; HEWLETT, 1982; KIRBY et al., 1991; JOHNSON, 1981; WHITEHEAD; ROBINSON, 1993; SAHIN; HALL, 1996; SCOTT et al., 2000; HICKEL, 2001 e MCLEAN, 2001), de regeneração vegetal (STEDNICK, 1996) e de conversão da cobertura vegetal (MEIN et al., 1988 e NANDAKUMAR, 1993).

Dentre os componentes de um regime hidrológico citam-se a magnitude, a frequência, a variação, a duração, o tempo e grau de alteração das bacias como influentes críticos na disponibilidade hídrica, no controle de enchentes, nos processos ambientais, na biodiversidade e nos padrões de vida da biota aquática (ZHANG et al., 2016). Resultados experimentais conduzidos em diferentes bacias permitem dizer que a redução de áreas florestadas na unidade territorial implica em aumento de vazão (ANDREÁSSIAN, 2004; BAYER et al., 2014; ZHAO et al., 2012; RODRIGUES DA SILVA et al., 2018), sendo reportados anteriormente, nas revisões bibliográficas de Bosch e Hewlett (1982); Hornbeck et al. (1993); Stednick (1996) e Sahin e Hall (1996). No entanto, o desafio na avaliação desses incrementos é a sua real aplicação em grandes bacias, visto que resultados experimentais são mais empregados em bacias pilotos.

A revisão bibliográfica proposta por Brown et al. (2005) avaliou 72 bacias adicionais às citadas por Bosch e Hewlett (1982), de áreas variando entre 0,015 e 10,55 km². Nas bacias experimentais citadas Bosch e Hewlett (1982), a variação de áreas ficou entre 0,01 e 1974 km², enquanto Mundy et al (2001) e Scott et al. (1998) trazem exemplos aplicados a bacias maiores, provando a extrapolação do método em escala regional mesmo em grandes áreas.

Grandes bacias possuem uma ampla variedade de usos e práticas hidrológicas, com geologia, topografia, solos heterogêneos e geomorfologia distinta, tendo-se que fatores como variabilidade espacial e temporal de clima corroboram para que as respostas hidrológicas não sejam necessariamente idênticas às de pequenas bacias (Wilk et al., 2001). Brown et al. (2005) cita que, nas aplicações às escalas maiores, assume-se que as diferentes paisagens da bacia reagem de forma similar às alterações de cobertura vegetal. De modo geral, o processo de ocupação das bacias hidrográficas decorrente da urbanização de suas unidades territoriais pode provocar alterações sensíveis nas variáveis componentes do ciclo hidrológico. Segundo Mota (2008), essas alterações podem estar representadas sob os seguintes aspectos:

- ◆ aumento da precipitação;
- ◆ diminuição da evapotranspiração, como consequência da redução da vegetação;

- ◆ aumento da quantidade de líquido escoado (*runoff*);
- ◆ diminuição da infiltração da água devido à impermeabilização e compactação do solo;
- ◆ consumo de água superficial e subterrânea, para abastecimento público, usos industriais e outros;
- ◆ mudanças no nível do lençol freático, passível de sua redução ou esgotamento;
- ◆ maior erosão do solo e conseqüente aumento do processo de assoreamento das coleções superficiais de água;
- ◆ aumento da ocorrência de enchentes; e
- ◆ poluição de águas superficiais e subterrâneas.

Ao buscar representar essas alterações hidrológicas numa bacia de grande magnitude, cujo perfil de uso do solo é heterogêneo e variável, é recorrente a utilização de modelos hidrológicos distribuídos. Esses modelos resolvem equações derivadas da conservação de massa, momento e energia. Nesse contexto, as equações diferenciais são usadas para descrever o fluxo da água na superfície terrestre através de meios porosos ou do balanço de energia envolvida na produção de vapor d'água na evapotranspiração ou, ainda, simplesmente na transformação de precipitação em vazão. A modelagem ou simulação representa uma extensão do campo experimental com fornecimento de informações reais e particulares do sistema, tendo em vista que necessita de observações de campo para calibração e verificação. A simulação empregada deve ser uma representação do sistema hidrológico real, com utilização do menor número de parâmetros e complexidade (DEVIA et al., 2015). Os resultados obtidos são de ordem imediata, fácil compreensão e obtenção dos dados de resposta hidrológica. Além disso, os modelos representam ferramentas amplas na tomada de decisão em recursos hídricos (VIEUX, 2001).

Em decorrência da ocupação e alteração do solo no terreno, a paisagem desses ambientes vem sendo constantemente modificada. É o caso da bacia hidrográfica do Taquari-Antas, onde fenômenos de urbanização, ampliação das atividades agropecuárias, construção de rodovias, entre outros, vêm descaracterizando a unidade territorial ao longo dos anos (SERAFINI et al., 2016; BARROS, 2012; REMPEL, 2000). Na bacia, as áreas de vegetação florestal são majoritárias, seguidas por pastagens e campos naturais, áreas de uso agrícola e áreas urbanas (FEPAM, 2016). Com o crescimento da agricultura e

extrativismo, grande parte da vegetação nativa (floresta ombrófila mista) foi desaparecendo em detrimento do avanço dessas áreas (BARROS, 2012). Essa transição é relatada principalmente para áreas de lavouras e reflorestamento. Serafini et al. (2016), ao avaliarem mais recentemente a integridade de áreas ripárias na bacia, apontam para apenas 52,48% do cobertura nativo mínimo nessas áreas, atribuindo as novas ocupações às atividades agrossilvopastoris e áreas urbanas. Tal fato foi também explorado pelo Ministério Público do Rio Grande do Sul (2008), em “Estudo acerca da cobertura vegetal e uso do solo nas zonas ciliares dos principais corpos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas”. Dentre as prioridades então elencadas, salienta-se: a ocupação de APP por atividades rurais; a ocupação de APP por Silvicultura, na região dos campos de cima da serra, principalmente nos municípios de São Francisco de Paula e Cambará do Sul (MPRS, 2008).

Apesar de amplamente difundidos os impactos de mudanças de uso da terra, pretende-se, nesta pesquisa, modelar e avaliar cenários de alterações no uso e ocupação do solo e seus impactos sobre as vazões na bacia. Para tal, a formulação de um estudo que relacione a alteração temporal do perfil de uso do solo na bacia e suas implicações torna-se uma ferramenta interessante de tomada de decisão e planejamento de bacia.

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo da pesquisa é avaliar os impactos decorrentes da reorganização territorial sobre a vazão na bacia Taquari-Antas.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para alcançar o proposto pelo objetivo geral, são preconizados os objetivos específicos da pesquisa listados a seguir.

- ◆ Ajustar os parâmetros do modelo hidrológico distribuído MGB para a bacia Taquari-Antas segundo diferentes cenários de uso e ocupação do solo;

- ◆ propor cenários de uso e ocupação do solo para a bacia considerando diferentes fontes e as mudanças temporais das classes de uso; e
- ◆ verificar tendências em séries históricas de vazão mediante emprego de testes estatísticos.

2 REFERENCIAL BIBLIOGRÁFICO

2.1 COBERTURA VEGETAL E O REGIME HIDROLÓGICO

As relações existentes entre as alterações temporais no uso do solo e as interveniências na hidrologia das bacias hidrográficas têm sido tema de muitos estudos desenvolvidos atualmente. Esses estudos enquadram, na maioria das vezes, o aspecto de cobertura vegetal e suas implicações nos aspectos quali-quantitativos da água (BROWN et al., 2005). Muito embora haja vasto conhecimento científico acerca do tema, as decorrências da relação cobertura vegetal – hidrologia variam conforme a bacia de estudo.

Alterações na cobertura superficial implicam em mudanças no balanço de energia, água e fluxos geoquímicos nos níveis local, regional e global, influenciando a sustentabilidade dos recursos naturais e das atividades socioeconômicas (VESCOVI et al., 2002; ISLAM et al, 2015).

Normalmente esses impactos são caracterizados quanto aos efeitos nas enchentes, vazões mínima e média (GUIMARÃES, 2000). De acordo com Tucci e Clarke (1997), as mudanças no uso e ocupação do solo podem ser classificadas segundo:

- ◆ mudança da superfície: desmatamento, reflorestamento, impermeabilização;
- ◆ uso da superfície: urbanização, reflorestamento para exploração sistemática, desmatamento, extração de madeira, culturas de subsistência, culturas anuais, cultura permanentes; e
- ◆ método de alteração: queimada, manual, equipamentos.

Quanto ao desmatamento, refere-se à depleção de cobertura vegetal na bacia hidrográfica. São muito influentes nessas alterações, a cobertura alterada (espécies substituídas ou exauridas) e o procedimento empregado na remoção. Nesse contexto, a influência antrópica é o que explica as alterações. Pode-se listar: urbanização, extração de madeira e culturas de subsistência anuais e permanentes. No caso da construção de estradas, por exemplo, há remoção de árvores de forma seletiva por meio do emprego de máquinas e equipamentos. Esse

processo deixa a superfície terrestre vulnerável à processos erosivos.

Já no caso das culturas agrícolas, é possível apontar a cultura de subsistência, com cerca de 30% de representatividade no desmatamento de floresta da América Latina na década de 1990 (BRUIJNZEEL, 1990 apud TUCCI; CLARKE, 1997). Atualmente, a expansão agrícola se mantém como maior fator causa, seguida pela criação de gado e expansão de infraestrutura (ARMENTERAS et al., 2017). Neste cenário, mesmo após a homologação do Protocolo de Kyoto, o Brasil apresenta taxas crescentes de desmatamento ao longo dos anos.

No caso das culturas de subsistência, as áreas são normalmente desmatadas de forma manual, é induzida a queimada antes do período chuvoso e após é feito o plantio sobre as cinzas remanescentes. Os agricultores movem-se dessas áreas na medida em que a produtividade diminui.

Em culturas permanentes não há grandes alterações da cobertura vegetal ao longo do tempo. Podem-se citar: laranja, café, guaraná, erva mate etc. Os maiores impactos se dão durante a transformação da cobertura vegetal, sendo que, após o desenvolvimento da cultura o balanço hídrico é dependente do comportamento da cultura e alcança outro patamar (TUCCI; CLARKE, 1997).

Enquanto as culturas permanentes causam pouca alteração na cobertura do solo, nas anuais a mudança se dá conforme sazonalidade ou anualidade. O preparo do solo para esse cultivo deixa o terreno suscetível a processos erosivos caso não haja medidas conservacionistas. Há ainda maior vulnerabilidade se a aragem do solo anteceder períodos de precipitação, o que podem modificar as condições de infiltração da água e desencadear processos erosivos. Hu et al. (2018) explicam que o deslocamento de partículas de solo advindo de gotas de água de chuva compreende o estágio inicial da erosão, denominado *splash*. Antecedendo o transporte por escoamento superficial, o impacto da gota desaloja as partículas do solo pela quebra dos agregados, levantando-as para o ar e transportando-as para fora do ponto de impacto (LEGOUT et al., 2005; FERNÁNDEZ-RAGA et al., 2017).

A Tabela 1 apresenta medidas conservacionistas listadas por Tucci e Clarke (1997) como auxiliares no controle à erosão.

Tabela 1. Medidas conservacionistas do solo.

Tipo de medida	Método	Vantagens	Desvantagens
Terraceamento	Construção de terraços respeitando as curvas de nível do terreno e visando minimizar o escoamento superficial.	Promove a infiltração no terreno durante chuvas de baixa ou média intensidade	É comprometido em caso de grandes precipitações e possível ravinamento do terraço
Plantio direto	Plantio sem aragem e preparo do solo, realizado sobre o restante do plantio anterior.	Promove grande infiltração e escoamento subsuperficial predominante	Em grandes declividades, o escoamento subsuperficial pode gerar erosão regressiva ao brotar na superfície.

Fonte: Adaptado de Tucci e Clarke (1997).

2.1.1 Vegetação

A vegetação é componente fundamental de uma diversidade de processos componentes no balanço hídrico da bacia. Citam-se como influentes os processos de: evapotranspiração, composta por transpiração e evaporação; infiltração; retenção; retardamento e interceptação, como propagados pela presença vegetativa no solo. De forma mais global, a vegetação não é apenas um componente essencial do ambiente natural e, sim, um fator que impacta a biodiversidade, solo, água e ar (AREOLA; FASONA, 2018), fornecendo proteção ao solo, prevenindo eventos erosivos e degradação do solo.

No caso da presença de áreas vegetadas, Durlo e Sutili (2012) listam não apenas efeitos hidrológicos, mas também os mecânicos, promovidos pelas copas de árvores, serrapilheira e raízes. Das copas são apontados os efeitos dispostos a seguir.

- ◆ Efeitos hidrológicos: retêm parte do volume de água, reduzindo a precipitação efetiva; reduzem a força de impacto das gotas da chuva e, conseqüentemente, da erosão; aumentam o tamanho das gotas, o que resulta em maior

impacto localizado; reduzem a infiltração efetiva no talude, devido à evapotranspiração.

- ◆ Efeitos mecânicos: aumentam a força normal, pelo peso da copa e do tronco; protegem o solo da ação direta dos raios solares e do vento; captam as forças dinâmicas do vento e a transmitem ao talude pelo troco e sistema radicular.

Da serrapilheira produzida pela deposição de detritos arbóreos, Durlo e Sutili (2012), destacam os efeitos discriminados abaixo.

- ◆ Efeitos hidrológicos: aumenta a velocidade e a capacidade do armazenamento de água; torna irregular e reduz a velocidade do escoamento superficial da água.
- ◆ Efeitos mecânicos: absorve, em parte, o impacto mecânico que resulta do gotejamento e do trânsito de máquinas e animais; protege o solo de outras forças erosivas, como vento, temperatura etc.

Das raízes das plantas consideram-se os seguintes efeitos.

- ◆ Efeitos hidrológicos: melhoram a infiltração superficial da água no solo, com o aumento de sua porosidade e melhorando a sua permeabilidade; retiram parte da água infiltrada que será transformada ou evapotranspirada; criam pressões neutras nos poros aumentando a coesão do solo.
- ◆ Efeitos mecânicos: auxiliam na criação dos agregados do solo por ação física e biológica; aumentam substancialmente a resistência do solo ao cisalhamento; redistribuem as tensões formadas nos pontos críticos; ancoram as linhas de fratura; restringem os movimentos e ajudam a suportar o peso do talude.

De forma geral, a cobertura vegetal não apenas promove estabilização de taludes e encostas pela força das raízes e modificação do regime de saturação solo/água (ZIEMER, 2000), mas possibilita também, a redução do calor urbano de irradiações, o aumento o sequestro de carbono e a minimização da poluição do ar e, ainda, melhora a infraestrutura e o ambiente de águas urbanas (TYUBEE; ANYADIKE, 2012; BALOGUN et al., 2011; ADINNA et al., 2009).

Dentre os efeitos do desmatamento no regime hidrológico foram reportados em bibliografia: menor evapotranspiração e conteúdo de água nos solos (WIEKENKAMP et al., 2016); deslizamentos de terra e enxurradas (NEGI, 2014); aumento de temperatura e verões mais secos e quentes (SALAZAR et al.,

2016); erosão e geração de sedimentos (RESTREPO et al., 2015); acréscimo nos regimes de vazão (PANDAY et al., 2015); redução na precipitação (SPRACKLEN et al., 2012). São apontados, ainda, impactos de acidificação das águas (KOSMOWSKA et al., 2016); aumento na emissão de CO₂ (GALINATO; GALINATO, 2015) e mudança de regime ecossistêmico (STAAL et al., 2015).

A interceptação age como barreira de retenção da água escoada entre folhas, caules, troncos e raízes salientes. Essas áreas de retenção funcionam, portanto, como fontes para evaporação, permitindo retorno à atmosfera da água retida. Ao evaporar, a água submetida a um acréscimo de temperatura é convertida a vapor e transferida à atmosfera. O processo depende de variáveis climáticas e físicas, como: área e volume da superfície evaporativa, temperatura da água e do ar, velocidade dos ventos, umidade do ar, radiação solar e sombreamento pelas copas das árvores. A evaporação é guiada primordialmente por condições meteorológicas quando há grande suprimento de água na superfície do solo, já em situações de baixa comunicação do lençol freático com a superfície e pouca precipitação, a disponibilidade hídrica é que guia a evaporação (ALLEN et al., 1998).

Enquanto a evaporação corresponde à quantidade de água convertida em vapor por ação climática, a transpiração remete à área vegetada. Ela consiste na vaporização da água contida nos tecidos das plantas e na remoção sob a forma de vapor para a atmosfera (ALLEN et al., 1998). As perdas por transpiração são estimuladas por estômatos, que são pequenas aberturas nas folhas através das quais gases e vapores d'água são eliminados. Assim como a evaporação, a transpiração é dependente de radiação solar, temperatura e umidade do ar e velocidade dos ventos. As taxas de transpiração são regidas pela habilidade do solo em conduzir água até as raízes, pela intensidade pluviométrica, pela salinidade da água, pelas características das plantas, pelos aspectos ambientais e pelas práticas de cultivo.

Dessa forma, ocorre a transferência de energia (calor) e massa (vapor d'água) entre a superfície da Terra e a atmosfera, sendo o mecanismo mais ativo de conexão entre a atmosfera, hidrosfera, litosfera e biosfera (ZHAO et al., 2004; GHARBIA et al., 2018). Além da regulação da umidade do ar, esse processo

regula também a temperatura. Para Allen et al. (1998), as taxas de evaporação e transpiração dependem do nível de clímax da superfície vegetal. Quando as culturas são pequenas e em pouco número, a água é majoritariamente perdida pela ação de evaporação; e, quando se encontram bem desenvolvidas e em vasta quantidade, a transpiração torna-se o processo de maior influência. Tais relações foram relatadas em estudos recentes envolvendo videiras (MONTORO et al., 2016; TEHRANI et al., 2016; PHOGAT et al., 2016; TRAMBOUZE; VOLTZ, 2001); milho (DING et al., 2013; MIAO et al., 2015; TAHIRI et al., 2006); trigo (AOUADE et al., 2016; WU et al., 2011); e culturas mistas (MIAO et al., 2015). De forma geral, a transpiração em áreas florestadas é maior que em áreas de cultivo agrícola. Isso se deve ao fato de os sistemas radiculares alcançarem áreas mais profundas, com mais acesso à água disponível no solo. Moore et al. (2011) apontam que a biomassa total do suporte vegetal estaria diretamente relacionada à porção de transpiração.

O monitoramento em escala completa das variáveis hidrológicas é muito valioso na elucidação dos diferentes processos hidrológicos ocorrentes numa bacia, além de ser muito recomendado em estudos de desmatamento (WIEKENKAMP et al., 2016). Ao aplicar estudos dessa magnitude em diferentes regiões climatológicas podem-se avaliar as interações entre a hidrologia e o uso do solo temporalmente.

2.1.2 Alterações no regime hidrológico: bacias experimentais

Muitos estudos que relacionam as mudanças na ocupação espacial das bacias hidrográficas com alterações de regime hidrológico vêm sendo conduzidos. Esses estudos são formulados com o mantimento de uma rede de monitoramento de pequenas bacias experimentais. Os autores McCulloch e Robinson (1993) listam três tipos de estudos de bacias experimentais: os estudos em uma única bacia; os estudos de correlação; e os de bacias pareadas.

2.1.2.1 Estudo em uma única bacia

Nesses estudos, é monitorado o comportamento da variável vazão em função do tempo prévio e após as alterações do terreno da bacia. As comparações entre os monitoramentos

prévio e pós são precedidas de pré-tratamento dos dados ou calibração do modelo, análise estatística da vazão, com estimativas de valores futuros para a variável. Ao considerar os períodos prévio e após a mudança no uso e ocupação do solo, esses estudos pecam por englobar diferentes estações durante o ano e considerar, portanto, dados advindos de possíveis condições climáticas divergentes (MCCULLOCH; ROBINSON, 1993). De acordo com Tucci e Clarke (1997), para minimizar o efeito das diferenças de períodos, pode-se planejar experimentos sobre as consequências do desmatamento, entretanto, o estudo se tornaria mais complexo.

2.1.2.2 Estudos de correlações

No caso das correlações, comparam-se dados de vazões advindos de diferentes bacias com características semelhantes (MCCULLOCH; ROBINSON, 1993). As características semelhantes não incluem os diferentes biomas da bacia, incremento de população, aumento de área impermeável ou outra variável a ser avaliada. Esse método é considerado bastante limitado, visto que bacias correlacionadas possuem, muitas vezes, diferentes características geológicas, pedológicas, climáticas (precipitação, temperatura, umidade relativa etc.), hipsométricas e outras (TUCCI; CLARKE, 1997).

2.1.2.3 Estudos de bacias pareadas

Nesses estudos são pré-selecionadas duas bacias com características similares: a experimental é aquela submetida a alterações no uso e ocupação do solo e a outra, denominada controle, é aquela mantida preservada ou com uso do solo constante (TUCCI; CLARKE, 1997). Essa sorte de estudos vem sendo usada na avaliação do comportamento de bacias devido às mudanças no planejamento, como a conservação de solo, água e usos não consuntivos (WORQLUL et al., 2018; HUANG et al., 2016; KING et al., 2008). O monitoramento inicial das bacias é chamado de calibração ou pré-tratamento e, após, ocorre o denominado tratamento ou alteração de uso e ocupação do solo em uma das bacias e monitoramento por um período. São monitoradas variáveis como vazão, precipitação,

evapotranspiração e outras. De acordo com Tucci e Clarke (1997), estudos empregando esse método foram desenvolvidos por Bates e Henry (1928) em 1911 durante 15 anos, afim de se verificar de que forma há influência da vegetação sobre o regime hidrológico; seguidos por Hibbert (1967), Bosch e Hewlett (1982), Bruijnzeel (1990), Sahin e Hall (1996) e Brown et al., (2005). Essa metodologia deve seguir algumas premissas para que haja detecção de mudança de fluxo. Segundo Bosch e Hewlett (1982), ao menos 20% das florestas precisam ser suprimidas no cenário proposto para que haja detecção. Já Stednick (1996) aponta que ao menos 20% da área total da bacia precisa ser tratada para que haja detecção dessas mudanças, independentemente do tipo de uso do solo.

2.2 IMPACTOS DAS MUDANÇAS DE USO DO SOLO NAS VAZÕES

As mudanças do uso da terra nas vazões são tema de diversos estudos hidrológicos. Hibbert (1967) foi um dos pioneiros a inferir que a redução das florestas implica em maior quantidade de águas escoadas e que uma cobertura vegetal mais espessa implica em menor quantidade de água escoada. O autor avaliou 39 bacias e, apesar das conclusões citadas, apontou que a resposta às alterações na superfície terrestre é muito variável e de difícil previsão. Posteriormente, Bosch e Hewlett (1982) incrementaram o estudo anterior englobando 94 bacias com dados advindos de 55 bacias experimentais. Eles verificaram os mesmos incrementos de vazão à medida que aumentava a área desmatada, tanto em florestas decíduas ou mistas, de coníferas ou gramíneas e arbustos. Segundo esses autores, as diferentes características florestais avaliadas interferem de forma distinta na vazão. Para tal, a influência se dá na ordem gramíneas e arbustos, floresta decídua e coníferas, da menor para a maior influência.

Edwards (1979) efetuou um estudo de 10 anos de observações entre duas bacias de características semelhantes, uma com área predominante de florestas (cerca de 16,3 hectares de área) e outra com cultivo agrícola (20,2 hectares, sendo metade de cultivo e metade de vegetação arbustiva e gramíneas). Seus resultados também demonstram acréscimos nas vazões médias onde há alterações no uso do solo.

Bruijnzeel (1990) seguiu a mesma linha de estudo, atualizando os dados de Bosch e Hewlett (1982). O autor confirma a relação entre remoção de área florestada e acréscimo de vazão média. Em se tratando de culturas anuais, arbustivas, gramíneas e chá, a vazão média pode apresentar valores superiores aos de condição da floresta antes do desmatamento; retornar aos valores normais para culturas de coníferas e ter valores menores no caso de culturas de eucaliptos (BRUIJNZEEL, 1990).

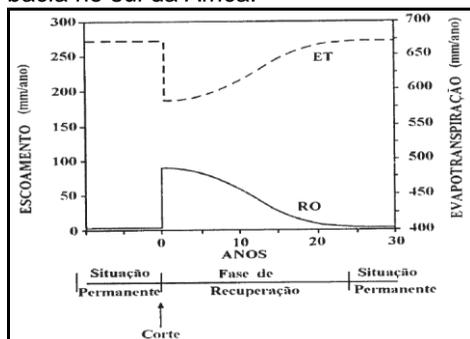
Trimble et al. (1987) desenvolveram um estudo que permite estimar a vazão de uma determinada bacia segundo dados de seu desmatamento. Nesse estudo é feita análise de regressão linear com dados de alteração florestal representado o eixo das abcissas e de vazão, o eixo das ordenadas. Resultados nesse âmbito são reportados por muitos autores ao reproduzir bacias experimentais com grande revisão de bibliografia para entender a influência da vegetação sobre a hidrologia (BRUIJNZEEL, 1990; STEDNICK, 1996; SAHIN; HALL, 1996; ANDREÁSSIAN, 2004; BROWN et al., 2005; ZHANG et al., 2007; RODRIGUES DA SILVA et al., 2018; BAYER et al. 2014; LAL, 1981; LAWSON et al, 1981; EDWARDS, 1979). A reprodução dos resultados qualitativos apresentados pelos autores possui determinado padrão e resultados semelhantes. No entanto, quantitativamente, devido às diferenças latentes de cobertura vegetal entre as bacias, os resultados possuem grandes variações. No caso das vazões mínimas, Tucci e Clarke (1997) reportam que são encontrados na literatura experimentos que mostram seu aumento ou diminuição após desmatamento, o que indica dependência das características do solo após o desmatamento. No caso de compactação do solo e dificuldade de infiltração da água, o escoamento superficial aumenta e reduz a alimentação do aquífero. Já se a água infiltra, há maior recarga do aquífero e incremento no regime de vazões mínimas. Os autores Swank e Crossley Jr. (1998) e Zhao et al. (2012) reportaram incrementos de vazões mínimas em situações de solo exposto e desmatamento, enquanto Zhang et al. (2007) e Robinson et al. (1991) reportaram reduções nas vazões mínimas em áreas reflorestadas. A diminuição nos valores de vazão mínima se dá após eventos extremos de desmatamento e o seu

acréscimo, após longos períodos de reflorestamento (TUCCI; CLARKE, 1997).

Os impactos associados às vazões máximas são os mais latentes devido à repercussão social. De modo geral, as alterações na vazão máxima são bastante complexas e variáveis se comparados à vazão média. Estudos desenvolvidos por Tucci e Clarke (1997), Robinson et al. (1991), Beschta et al. (2000) e Andréassian (2004), mostram que o aumento de técnicas de reflorestamento e de conservação reduzem vazão de pico, enquanto que o desmatamento, impermeabilizações e outras alterações do terreno aumentam vazões de pico, em especial em eventos com baixo tempo de retorno. Camorani et al. (2005) apontaram que é importante planejar o desenvolvimento de práticas agrícolas e expansão industrial e urbana nas bacias, já que essas alterações no terreno podem limitar algumas variáveis do balanço hídrico e aumentar o risco de inundações para eventos de precipitação frequentes (10 anos de tempo de retorno).

Conforme mencionado até então, sabe-se que as disparidades na umidade do solo, grau de florestamento e quantidade de água evapotranspirada causam alterações no escoamento. Tucci e Clarke (1997) apontam que a umidade do solo é depleta mais rapidamente quando há floresta, já que possui capacidade de retirar a umidade do solo mais profundamente através das raízes e transpiração. O impacto sobre o escoamento e evapotranspiração em área desmatadas é apresentado de acordo com a Figura 1.

Figura 1. Escoamento e evapotranspiração após o desmatamento numa bacia no sul da África.



Fonte: Vörösmarty et al. (1991) apud Tucci e Clarke (1997).

Inicialmente há um acréscimo na vazão média e menor evapotranspiração advindo da remoção da cobertura vegetal. À medida que a vegetação cresce, o sistema tende ao comportamento de Situação Permanente, no sentido de buscar o clímax ecológico. É importante apontar que o impacto tende a minimizar e voltar às condições iniciais de escoamento e evapotranspiração, diferindo o caráter temporal de bacia para bacia.

2.2.1 Impactos das mudanças de uso do solo em outras variáveis

2.2.1.1 Precipitação

As alterações no uso do solo das bacias modificam fluxos do ciclo hidrológico. É possível listar a maior absorção de radiação de onda curta e menor reflexão por parte da floresta devido ao albedo, maiores variações de temperatura e falta de tensão de vapor das superfícies das áreas desmatadas, menor evaporação devido à diminuição de interceptação da água e menor variação na umidade do solo. Essas alterações estão diretamente atreladas às variações na evaporação e transpiração da bacia. Advindo da menor evaporação, infere-se um efeito direto na precipitação. Entretanto não há dependência direta da cobertura vegetal nas chuvas da área, já que estas podem decorrer de movimentos de massa de ar globais. É o caso do estudo desenvolvido por Mooley e Parthasarathy (1983), no qual foram analisados valores de precipitação para disparidades com a média em 306 estações pluviométricas na Índia, não constando nenhuma relação de alteração de tendência pluviométrica apesar do desmatamento crescente. Em contrapartida, Chang et al. (2017) determinaram tendências na precipitação decorrentes da variação interanual da transpiração florestal. Nesse sentido, quanto maior a transpiração, mais intensos os eventos de chuvas. Nobre et al. (1991), quando investigam as alterações na região amazônica, prevê reduções de 50% na evapotranspiração e 20% na precipitação advindas do desmatamento. Na revisão bibliográfica proposta por Meher-Homji (1989) são apresentados diversos estudos que tentam atrelar o desmatamento à redução

da precipitação, muito embora esses estudos careçam de aprofundamento estatístico consistente para validação da afirmação (BRUIJNZEEL, 1996). Assim, não há evidências de que o desmatamento ou reflorestamento afete a precipitação em uma bacia (MCCULLOCH; ROBINSON, 1993). Ainda, Ter Maat et al. (2013) investigaram os efeitos combinados de florestamento e topografia nas precipitações, verificando maior incidência de chuvas em áreas de maior altitude e densamente vegetadas.

Já quando avaliados eventos de precipitação em áreas urbanizadas, alguns autores relataram relações diretas entre a intensidade das chuvas com o nível de urbanização (GOLROUDBARY et al., 2017; DANIELS et al., 2015; HURK et al., 2014; KISHTAWAL et al., 2010).

2.2.1.2 Evaporação e transpiração

A evapotranspiração é elemento fundamental do balanço hídrico, dependendo da precipitação, umidade do ar e solo e cobertura da bacia. Sua significância depende de fatores como disponibilidade de energia, umidade do ar, umidade do solo, precipitação e tipo de cobertura vegetal (SHUTTLEWORTH, 2012). Sua quantificação é obtida através do balanço hídrico, da depleção de umidade no solo, de lisímetros e tanques de evaporação, de cintilômetros, de monitoramento de vórtices turbulentos, de sensoriamento remoto e das equações de Bowen e Penman-Monteith (RUHOFF, 2011).

As alterações em cobertura vegetal têm se mostrado influentes na evapotranspiração conforme observado na literatura. Quando há aumento no desmatamento, há uma diminuição na evapotranspiração, atribuindo-se a alterações no albedo, altura da vegetação, serrapilheira, umidade do solo e outros. Li et al. (2017) concluem que, além dos parâmetros climáticos, do período de insolação e da velocidade do vento, a redução de áreas de vegetação densa teve efeitos mais significativos na evapotranspiração que a mudança de outros tipos de cobertura vegetal. Dentre as propriedades de cobertura do solo mais influentes nos valores de evapotranspiração está o Índice de Área Foliar (SUN et al., 2011). Nesse sentido, o uso e cobertura do solo tem efeitos em escala regional principalmente através das mudanças de cobertura vegetal (desmatamento,

florestamento e recuperação de pastagens), desenvolvimento agrícola (latifúndios de monocultura e outros) e urbanização (BRONSTERT et al., 2002).

A Tabela 2 apresenta um apanhado comparativo de estimativas de evapotranspiração.

Tabela 2. Trabalhos reportados em bibliografia para medidas de evapotranspiração.

Autor(es)	Método	Aplicação	Resultados
SHUTTEWORTH (2012)	Medição de campo e extrapolação	Floresta tropical	3,66 mm.dia ⁻¹
RUHOFF (2011)	Balço de energia entre superfície e atmosfera (SEBAL) e algoritmo de evaporação global (MOD16)	Floresta/campo e pastagens	Floresta/campo: 3,70 mm.dia ⁻¹ (SEBAL) e; 3,10 – 3,54 mm.dia ⁻¹ (MOD16). Pastagens: 3,30 mm.dia ⁻¹ (SEBAL); 3,16 – 3,63 mm.dia ⁻¹ (MOD16) 3,39 mm.dia ⁻¹
RODRIGUES (2011)	Equação de Penman-Monteith	Floresta/campo e pastagens	(floresta/campo); 2,70 mm.dia ⁻¹ (pastagens)
ROCHA et al. (2004)	Monitoramento por torres de fluxo	Floresta tropical	3,56 mm.dia ⁻¹
BORMA et al. (2009)	Monitoramento por torres de fluxo	Cerrado e cerrado	3,90 mm.dia ⁻¹
VON RADOW et al. (2004); RUHOFF (2011)	Monitoramento por torres de fluxo	Floresta tropical e pastagens	2,60 mm.dia ⁻¹ (floresta tropical); 2,11 mm.dia ⁻¹ (pastagens);

Fonte: Adaptado de Bayer (2014).

Verifica-se que os maiores valores de evapotranspiração são observados em regiões de florestas ou regiões de vegetação mais densa e alta. Essa relação só não é verificada no estudo desenvolvido por Ruhoff (2011), de aplicação dos algoritmos SEBAL e MOD16, em que os valores obtidos para florestas/campo e regiões de pastagens são similares. Sumarizando, nota-se que uma condição limitada de florestamento ou solo descoberto implica em menores valores de evapotranspiração. Isso se deve às alterações ocorridas em parâmetros já mencionados até então, com altura da vegetação, albedo, interceptação e outros. As taxas de mudança de

evapotranspiração diferem entre os tipos de cobertura de solo com diferentes superfícies subjacentes (DOUGLAS et al., 2009; DIAS et al., 2015), como por exemplo: milho, soja, pastagem, araucárias etc.

2.2.1.3 Hidrogramas

Em bacias que apresentam floresta e vegetação densa, as precipitações de baixa intensidade normalmente não geram escoamento superficial. Já após precipitações de grande intensidade e atingida a capacidade de interceptação da bacia, o escoamento ocorre e em menor volume quando comparado a bacias sem cobertura vegetal (TUCCI; CLARKE, 1997). Burch et al. (1987) comparam duas pequenas bacias da Austrália, uma majoritariamente de florestas e outra de vegetação rasteira. Acerca disso, Tucci e Clarke (1997) fazem os seguintes apontamentos:

- ◆ o efeito da cobertura vegetal é mais verificado quando há eventos de pequena e média intensidade de precipitação e a diferença de vazão diminui quando há chuvas de grande intensidade;
- ◆ quando há florestas e vegetação densa, as chuvas de baixa intensidade normalmente não geram escoamento;
- ◆ quando há grande intensidade de chuvas e é exaurida a capacidade de interceptação da bacia, o escoamento superficial ocorre em menor disparidade que nas bacias desmatadas; e
- ◆ nas cheias de pequeno e médio tempo de retorno há maior disparidade entre o volume escoado pelas bacias que nas cheias de maior magnitude.

Tucci e Clarke (1997) argumentam citando duas bacias experimentais monitoradas no rio Forquetinha, afluente do rio Taquari (RS), uma florestada e outra com cultivo. Segundo os autores, na bacia com mata o início do escoamento superficial se dá com maior volumetria de chuva, enquanto na bacia com cultivo, o escoamento superficial ocorre com menor intensidade de chuva e o coeficiente de escoamento atinge valores maiores que na florestada.

De maneira geral, pode-se dizer que a alteração na cobertura do solo das bacias implica em mudanças nas suas respostas às cheias. No caso de bacias urbanas, onde a

cobertura terrestre é alterada e há grande impermeabilização, o escoamento superficial é antecipado, gerando-se maior volumetria escoada e maior vazão de pico.

Com base nas revisões apresentadas por Brown et al. (2005), Bosch e Hewlett (1982) e Hibbert (1967) é possível traçar previsões quanto ao comportamento das vazões em função da cobertura do solo. Os últimos compilam diversos estudos (94 bacias) reiterando o aumento de vazões média de longo prazo à medida que aumenta a área desmatada, representada tanto por florestas decíduas ou mistas, como por coníferas, gramíneas e arbustos – e a relação inversa no caso de aumento da cobertura vegetal. O aumento nas vazões médias decorrentes da expansão de áreas agrícolas e urbanas é perceptível também nos estudos elaborados por Bruijnzeel (1990), Edwards (1972) e Camorani et al. (2005).

Tal qual reportado em estudos compilados na revisão proposta por Brown et al. (2005), a remoção de vegetação arbórea pode aumentar picos de vazão em até 50% para eventos de baixa precipitação e em até 100% para eventos de alta precipitação (JONES; GRANT, 2001). Já Thomas e Megahan (2001) apontam que os respectivos picos de vazão podem aumentar em até 100% em eventos pouco significativos de chuva. No caso da vazão mínima, estudos prévios relataram valores dependentes de alterações de cobertura vegetal, com menores valores na medida em que a cobertura florestal é suprimida (WATSON et al., 1999; VERTESSY, 1999; SHARDA et al., 1998).

2.2.1.4 Impactos do estabelecimento Centrais Hidrelétricas

Embora os efeitos ambientais advindos de grandes barramentos de aproveitamento energético sejam conhecidos em ampla escala, os de barramentos menores ainda carecem de estudos específicos. Na literatura, verifica-se que os efeitos cumulativos de um grande número de pequenos barramentos (PCHs) podem representar maior impacto total por unidade de energia gerada se comparados às hidrelétricas convencionais, conforme os trabalhos de Gleick (1992), Ziv et al. (2012) e Kibler e Tullos (2013).

A construção de barramentos pode levar à grandes alterações ecológicas e hidrológicas. Dentre as ecológicas podem-se citar: a perda de variabilidade ecológica e sincronia dos ciclos de vida, a perda e fragmentação dos habitats (lótico/lêntico) e as barreiras de dispersão da biota aquática. Como impactos advindos são mais latentes a perda da biodiversidade e das funções ecossistêmicas em todo o sistema do rio (BUNN; ARTHINGTON, 2002; RENÓFÁLT et al., 2010; GRILL et al., 2015). Já os efeitos hidrológicos refletem-se nas alterações do regime como um todo. Citam-se: reduções significativas na intensidade da vazão e frequência de cheia, além de mudanças extensivas no tempo e duração das vazões (Magilligan, Nislow e Renshaw, 2013) e balanço de sedimentos (Frémion et al., 2016).

Nas últimas décadas, houve grande aumento na construção de Pequenas Centrais Hidrelétricas na Bacia do Taquari-Antas. De acordo com FEPAM (2016), em inventário desenvolvido pela Companhia Estadual de Energia Elétrica (CEE) foram identificados 57 empreendimentos de aproveitamento energético de pequeno porte. Nesse âmbito, cabe salientar a carência de estudos envolvendo os efeitos hidrológicos conjuntos da operação.

3 MODELAGEM EXPERIMENTAL: A BACIA TAQUARI-ANTAS

3.1 CARACTERIZAÇÃO DA BACIA HIDROGRÁFICA

A bacia do Taquari-Antas está localizada na Região Hidrográfica do Guaíba, no Rio Grande do Sul (RS), tratando-se do maior afluente do rio Jacuí, formador este do sistema lago Guaíba – lagoa dos Patos, às margens de Porto Alegre (RS). A porção superior do seu curso é denominada rio das Antas, antes da confluência com os rios Carreiro e Guaporé. A bacia tem uma extensão total de 546 km da nascente até a foz, sendo 359 km de rio das Antas e 187 km de rio Taquari (STE, 2011). Esse rio tem sua nascente na porção Nordeste do estado do Rio Grande do Sul, correndo em direção ao Oeste e encontrando o rio Guaporé, descendo ao sul, a partir daí, para convergir ao rio Jacuí.

Identificada pela sigla G040, segundo a divisão hidrográfica estadual aprovada pelo CRH-RS e por RS3 pela classificação da Agência Nacional de Águas (ANA), a bacia faz fronteira:

[...] ao norte com a bacia Apuaê Inhandava (U010); a oeste com as bacias do Alto Jacuí (G050) e Pardo (G090); ao sul com as bacias Baixo Jacuí (G070) e Caí (G030); a leste estão situadas as escarpas da Serra Geral, onde nascem alguns rios da bacia do Araranguá (SC4) em Santa Catarina e mais a sudeste limita-se com a bacia do Mampituba (L050). (STE, 2011)

A topografia local proporciona distintas características aos rios constituintes da bacia em função das diferentes altitudes que acompanham o Taquari-Antas das cabeceiras (acima de 1.000 m de altitude) até a foz (aproximadamente 5 m de altitude). Nesse sentido, a FEPAM (2011) atribui três padrões de drenagem distintos à bacia:

- ◆ altitudes superiores a 700 m: planalto entre as nascentes e a foz do rio Tainhas, o rio Taquari-Antas caracteriza-se por possuir declividade acentuada (média de 4,8 m/km), com afluentes encaixados e muitas corredeiras;

- ◆ altitudes entre 700 m e 200 m: encosta entre a foz do rio Tainhas e a foz do rio Guaporé, o rio apresenta uma declividade menos acentuada (média de 1,6 m/km), com vales encaixados e corredeiras; e
- ◆ altitudes inferiores a 200 m: baixada começa na foz do Guaporé e termina na confluência com o rio Jacuí, com pouca declividade (média de 0,2 m/km) e raras corredeiras.

Com base nessas características regionais, os cursos hídricos da bacia formam sub-bacias típicas de planalto (>700m), de encosta (200<700 m) e de baixada (<200 m).

Quanto aos solos da bacia, é possível elencar distintos tipos ao longo dos trechos. No trecho inferior, na várzea do rio Taquari, onde o rele é plano e suavemente ondulado, são encontrados solos de alta fertilidade natural e boas características físicas (FEPAM, 2011). No entorno desse trecho, encontram-se solos podzólicos associados a rochas sedimentares, com pouca fertilidade natural. Já no vale do trecho médio e superior, com relevo fortemente ondulado, são encontrados solos eutróficos. No entorno de tal trecho, os solos são de textura mais argilosa, sendo associados à formação Serra Geral. Para tanto, o relevo varia de ondulado a suavemente ondulado com afloramentos rochosos. Já na porção superior da bacia prevalecem os latossolos e o relevo é suavemente ondulado, favorecendo a agricultura mecanizada devido à topografia favorável e características físicas adequadas (FEPAM, 2011).

Na região predomina o clima subtropical úmido, sendo constatadas duas variedades principais de acordo com o sistema geral de Koeppen: Cfa e Cfb. Cfa abrange altitudes inferiores a 600 m, com temperaturas médias variando entre -3°C e 18°C para o mês mais frio e superando os 22°C para o mês mais quente. Nessa variedade climática, a precipitação é bem distribuída durante o ano, com total anual de cerca de 1400 mm. Já a variedade Cfb ocorre em áreas superiores aos 600 m de altitude, apresentando temperaturas médias inferiores a 22°C no mês mais quente e precipitação anual superando os 1600 mm (FEPAM, 2011).

A vegetação é composta pela Floresta Ombrófila Mista (FOM), Floresta Estacional Decidual (FED) e Savanas ou Campos de Altitude e Campos do Planalto Médio. Embora não haja uma transição brusca entre as diferentes formações

vegetais ocorrentes, a FOM está localizada em áreas com altitude superior a 500 m, enquanto a FED, em altitudes inferiores a 500 m (LEITE KLEIN, 1990 apud FEPAM, 2011). Já os campos ocupam áreas com altitudes superiores a 700 m, “com matas de galeria ao longo dos cursos de água e remanescentes florestais em estágio de regeneração avançada” (FEPAM, 2011). A ocupação florestal da área é majoritária de campos Savanas, seguido de FOM e FED, respectivamente (Tabela 3). Já segundo o Plano de Bacia (STE, 2011), dentre as formações vegetais existentes, figuram como majoritárias as florestas de araucárias, com 36% da totalidade; seguidas pelos campos do sul do Brasil, com 35%; floresta tropical, com 28% e, florestas estacionais, com 1% (STE, 2011). Nas encostas íngremes dos vales, a vegetação original encontra-se em bom estado de conservação, visto que a dificuldade de acesso compromete as práticas agrícolas.

Tabela 3. Área ocupada pelas regiões fitogeográficas na bacia Taquari-Antas.

Região Fitogeográfica		Área de ocorrência (ha)	Área de ocorrência (km ²)
Savana		972.645,00	9.726,45
Floresta	Ombrófila	905.100,00	9.051,00
Mista			
Floresta	Estacional	763.812,00	7.638,12
Decidual			
Vegetação	de	1.243,00	12,43
Transição			
Total		2.642.800,00	26.428,00

Fonte: Adaptado de FEPAM (2011).

Ao todo são 119 municípios inseridos em seus limites territoriais, com área de 26.415,45 km² (STE, 2011). É a bacia com o maior número de municípios em sua área de drenagem, segundo o *ranking* nacional entre bacias hidrográficas com comitê instalado (ANA, 2016).

A subdivisão segundo as Unidades de Gestão (UG) e sub-bacias se dá de acordo com o Plano de Bacia do rio Taquari-Antas (STE, 2011), que engloba limites geográficos dos rios e

arrosios de maior importância e diferenciações de cunho socioeconômico. Desta forma, há a discretização em sete sub-bacias, sendo elas: Baixo Taquari-Antas, Forqueta, Guaporé, Médio Taquari-Antas, Carreiro, Prata e Alto Taquari-Antas (Figura 2).

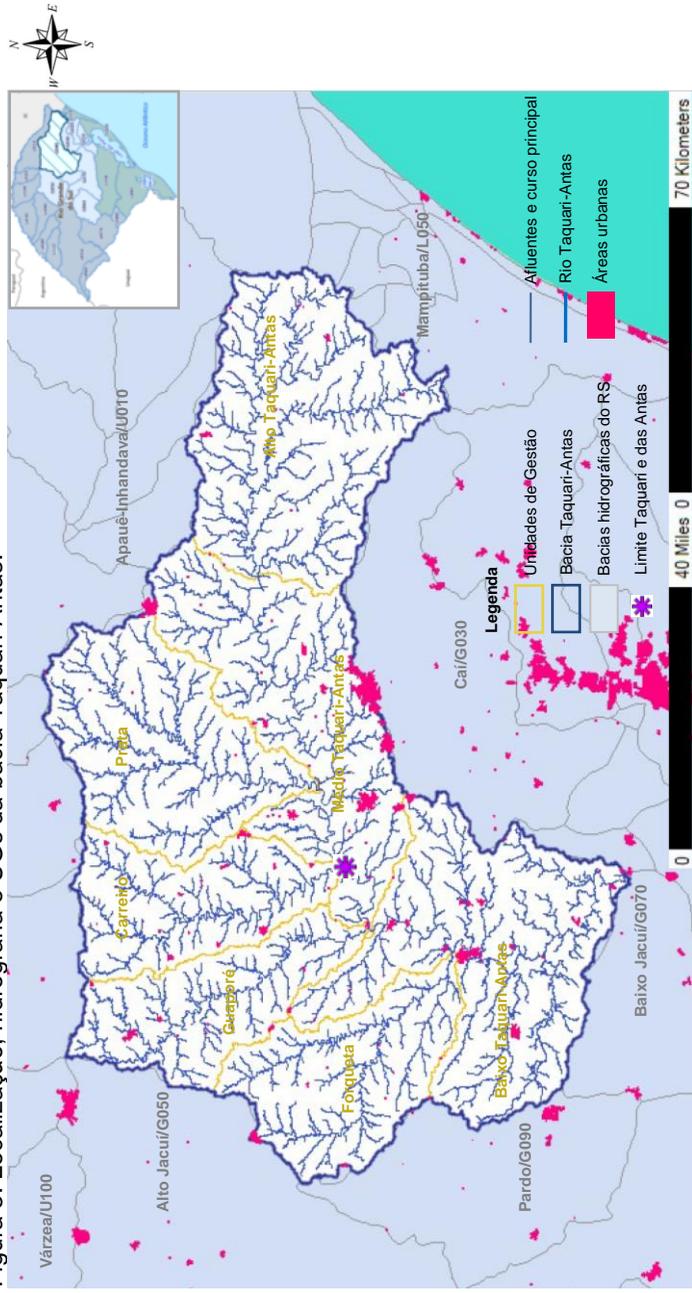
Figura 2. Sub-bacias geradas para a Bacia Taquari-Antas.



Fonte: Elaborada pelo autor (2017).

A Figura 3 apresenta uma carta de localização geopolítica da bacia.

Figura 3. Localização, hidrografia e UGs da bacia Taquari-Antas.



Fonte: Elaborada pelo autor (2018).

O rio Taquari-Antas é o principal afluente do rio Jacuí que, por sua vez, é o maior formador do Lago Guaíba. Advindos da margem esquerda estão os afluentes principais: rio Camisas, Tainhas e Lajeado Grande. Enquanto pela margem direita, os rios: Quebra-Dentes, da Prata, Carreiro, Guaporé, Forqueta e Taquari-Mirim.

3.1.1 Municípios inseridos na bacia

A totalidade dos municípios inseridos na bacia Taquari-Antas ocupa cerca de 9% do território geográfico do estado do Rio Grande do Sul. De acordo com STE (2011), “a divisão político-administrativa da região está atrelada aos elementos físico-territoriais e à formação socioeconômica, reflexos do processo de ocupação deste território através, inicialmente da colonização européia.”

Já em meados do século XVII houve gradual acréscimo no consumo de recursos para atividades econômicas e abastecimento da população. No caso da bacia Taquari-Antas, observou-se na década de 1970 um acentuado crescimento demográfico e econômico devido à formação do parque industrial. Posteriormente, entre 1980 e 1990, a bacia indicou grande ocupação urbana e industrial, refletindo diretamente nos usos consuntivos da água, quaisquer sejam.

A Tabela 4 apresenta um apanhado de Municípios inseridos na bacia segundo dados do Censo Demográfico de 2010 (IBGE, 2010) produzido por STE (2011).

Tabela 4. Municípios com mais de 50.000 habitantes inseridos na bacia Taquari-Antas.

Município	Área do Município dentro da bacia	População residente no município	População residente na bacia
Bento Gonçalves	100%	107.278	107.278
Caxias do Sul	52,70%	435.564	229.508
Farroupilha	60,80%	63.635	38.671
Lajeado	100%	71.445	71.445
Montenegro	7,40%	59.415	4.377
Passo Fundo	2,40%	184.826	4.479
Santa Cruz do Sul	46,90%	118.374	55.559
Vacaria	34,00%	61.342	20.878
Venâncio Aires	97,60%	65.946	64.391

Fonte: Agência Nacional de Águas (2017).

3.2 DIAGNÓSTICO PRELIMINAR DA BACIA

As características antrópicas são bastante variáveis ao longo da área da bacia. De acordo com FEPAM (2011), cerca de 75% da população vive em áreas urbanas e 25% em áreas rurais. O setor industrial encontra-se em fase de expansão, sendo que os municípios inseridos na bacia contribuem com cerca de 20% do PIB estadual (FEPAM, 2011). Em contrapartida, o índice IDESE, que considera informações de saúde, educação e renda per capita dos Coredes mais significativos inseridos na bacia, difere significativamente quanto às regiões. Os Coredes dos Campos de Cima da Serra, Vale do Taquari e Serra, apresentam valores de 0,714, 0,781 e 0,813, respectivamente (FEE, 2015) e ocupam, também respectivamente, a ordem 22º, 6º e 2º no estado.

Uma das regiões mais desenvolvidas do Rio Grande do Sul, o Aglomerado Urbano do Nordeste encontra-se inserido na unidade territorial. Trata-se de uma região com municípios de maior área e menor densidade populacional, com criação extensiva de gado. Já no trecho médio, predominam pequenas propriedades com uso intensivo da terra e densidade demográfica maior. Nas áreas entre Antônio Prado e Veranópolis observa-se a maior concentração populacional da bacia, cerca de 50% dos habitantes (FEPAM, 2011). Na mesma região também são encontradas cerca de 57% das indústrias, com destaque para os ramos de artefatos de tecido, metalúrgica,

madeira, vestuário, alimentícia, mobiliário, calçados e minerais não metálicos.

As principais áreas agrícolas são encontradas à montante dos rios Guaporé e Carreiro e sub-bacias dos rios Turvo e Forqueta, com predominância de culturas de milho e soja (FEPAM, 2011). Nas áreas mais planas, ao Sul, predomina o cultivo do arroz. Dentre os problemas ambientais mais identificados na bacia estão o uso de agroquímicos e adubos químicos nas lavouras, os processos erosivos advindos do manejo do solo agrícola e a ocupação de áreas inadequadas. A Tabela 5 apresenta um resumo dos parciais de uso e ocupação do solo segundo FEPAM (2011).

Tabela 5. Uso de ocupação do solo reportados na bibliografia e respectivos percentuais.

Classe de uso	Área (ha)	Percentual (%)
Área urbana	18.700	0,7
Área agrícola	386.400	14,7
Pastagens e campos naturais	826.700	31,5
Vegetação florestal	1.389.400	52,9
Corpos d'água	5.000	0,2
Área alagada	600	0,0
Total	2.626.800*	100

*Área total da Bacia conforme CRH e Magna Engenharia (1977).

Fonte: CRH e Magna Engenharia (1977) apud FEPAM (2011)

As principais fontes de poluição hídrica advêm da criação de animais de pequeno porte (suínos e aves), de origem antrópica (esgotos domésticos e drenagens) e fontes difusas rurais. Nesse sentido, a FEPAM conduz monitoramentos de qualidade das águas dos rios das Antas e Taquari trimestralmente. Segundo o Diagnóstico Ambiental da bacia Taquari Antas (FEPAM, 2011), a qualidade e classificação pode ser sumarizada segundo os trechos:

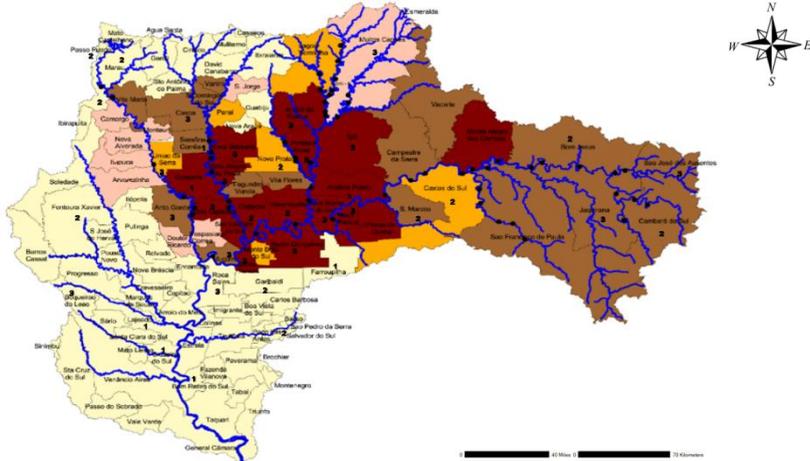
- ◆ Rio das Antas, trecho superior, das nascentes até a ponte de Bom Jesus: Classe 1;
- ◆ Rio das Antas, trecho entre Nova Roma do Sul até Santa Teresa (entre a foz do rio Tega e a foz do rio Guaporé): Classe 2;
- ◆ Rio Taquari, trecho entre Encantado e Roca Sales: Classe 4;

- ◆ Rio Taquari, trecho de Lajeado/Estrela até Bom Retiro do Sul: Classe 4; e
- ◆ Rio Taquari, na foz em Triunfo: Classe 2.

Quanto aos usos conjuntivos da água na bacia, a FEPAM (2011) apresentou diagnóstico identificando municípios com atividades associadas aos cursos d'água segundo atividades diretamente relacionadas ao rio e à variedade de usos. Foram assim classificados:

- ◆ Alta importância (AI): 3 ou mais atividades distintas;
- ◆ Média importância (MI): 2 ou mais atividades distintas;
- ◆ Baixa importância (BI): 1 atividade; e
- ◆ Nenhum registro (N).

Figura 4. Intensidade dos usos antrópicos na bacia Taquari-Antas.



Legenda:

<ul style="list-style-type: none"> ■ Alto ■ Médio ■ Baixo 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Não informado ■ Não considerado 	<ul style="list-style-type: none"> 2 – Captação nos rios sem barramento 3 – Captação subterrânea 1 – Captação nos rios com barramento
--	--	--

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de FEPAM (2011).

São reportados usos com alta intensidade nos seguintes municípios: Guaporé, Dois Lajeados, Vista Alegre do Prata, Nova Bassano, São Valentin do Sul, Cotiporã, Santa Tereza, Veranópolis, Bento Gonçalves, André da Rocha, Protázio Alves, Ipê, Antônio Prado, Nova Roma do Sul, Nova Pádua, Flores da

Cunha e Monte Alegre dos Campos. Já os de média intensidade são relatados nos seguintes: Vila Maria, Vanini, São Domingos do Sul, Casca, Serafina Corrêa, Anta Gorda, Muçum, Fagundes Varela, Vila Flores, Campestre da Serra, Vacaria, São Marcos, Bom Jesus, São Francisco de Paula, Jaquirana, São José dos Ausentes, Cambará do Sul. Os resultados da análise podem ser percebidos segundo constante na Figura 4.

Já quanto ao uso e ocupação do solo, segundo levantamento com base dados do Estudo de Mudanças na Cobertura e Uso da Terra do Brasil (IBGE, 2014), são reportadas as seguintes classes, dispostas da mais significativa para a menos:

- ◆ 42,98% de vegetação florestal com áreas agrícolas;
- ◆ 21,59% de área agrícola com remanescentes florestais;
- ◆ 20,61% de pastagem natural;
- ◆ 9,90% de área agrícola;
- ◆ 2,79% de silvicultura;
- ◆ 1,34% de áreas artificiais/urbanas; e
- ◆ 0,78% de hidrografia.

Em comparação aos usos reportados por CRH e Magna Engenharia (1977), pode-se observar significativas alterações em especial no que tange às áreas agrícolas/agricultáveis, pastagens e conglomerados florestais. Nesse âmbito, fica evidente a influência das diferentes pressões antrópicas na bacia ao longo dos anos. Podem ser citadas: intervenções em áreas de campo e áreas florestais consolidadas para estabelecimento de áreas agricultáveis, expansão de centros urbanos com aumento da impermeabilização do solo, substituição de áreas de campo e agrícolas por áreas de silvicultura latifundiária e outras. A Tabela 6 apresenta um comparativo dos dados históricos de uso e ocupação do solo frente à expansão e redução das classes.

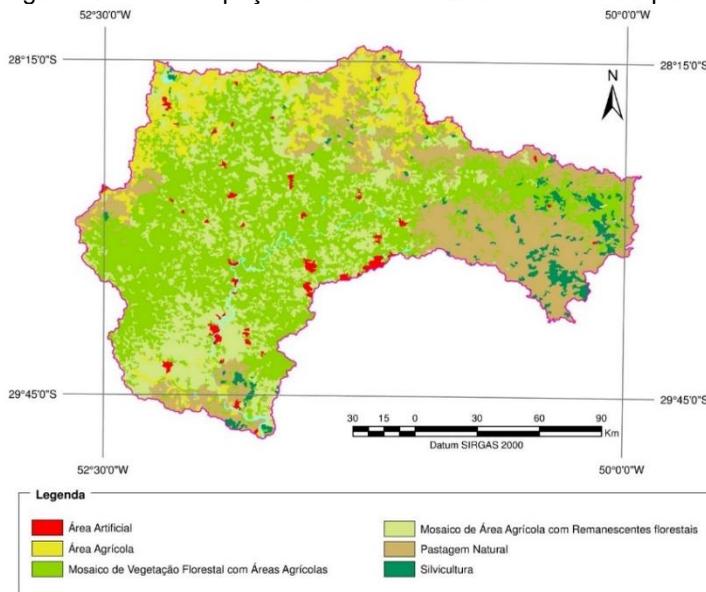
Tabela 6. Comparativo entre uso e ocupação do solo reportado nos anos de 1977 e 2014 na bacia Taquari-Antas.

Uso histórico				↑Aumento /Redução↓
CRH e Magna Engenharia (1977)		IBGE (2014)		
Classes	Área (ha)	Classes	Área (ha)	
Área urbana	18.700	Áreas artificiais/urbanas	35.533	↑ 0,70% para 1,34%
Área agrícola	386.400	Área agrícola	830.997	↑ 14,70% para 31,49%
Pastagem natural	826.700	Pastagem natural	543.854	↓ 31,50% para 20,61%
Vegetação florestal	1.389.400	Vegetação florestal com áreas agrícolas Silvicultura	1.133.940 73.600	↓ 52,90% para 42,98%
Corpos d'água Área alagada	5.000 600	Hidrografia	20.622	-
Total	2.626.800	Total	2.638.549	-

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

A Figura 5 apresenta situação recente de uso e ocupação do solo da bacia, elaborada a partir dos dados de IBGE (2014) supracitados.

Figura 5. Uso e ocupação do solo atualizado da bacia Taquari-Antas.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

3.2.1 Usos da água

Dentre os ocorrentes usos da água destaca-se o abastecimento público, o abastecimento industrial, a irrigação, a dessedentação de animais, a navegação comercial, a recreação, a pesca comercial e a geração de energia elétrica (FEPAM, 2016). Quanto aos usos consuntivos figuram os seguintes, por ordem de importância: irrigação, concentrada no primeiro trimestre do ano; abastecimento público doméstico, a partir de águas superficiais e subterrâneas; e dessedentação de animais. Conforme reportado no “Diagnóstico do Plano Diretor de Controle e Administração Ambiental da Bacia Hidrográfica do Guaíba” (SEMA, 2003), dentre as pressões antrópicas existentes, são mais significativas as exercidas pelas atividades agrícolas. A Tabela 7 cita algumas dessas pressões segundo áreas não protegidas por Unidades de Conservação (UCs) e localidades.

Tabela 7. Áreas significativas da bacia não protegidas por Unidades de Conservação.

Área	Municípios	Ecossistema	Pressões	Criticidade
Maciço florestal do alto vale do rio das Antas e áreas adjacentes	São Francisco de Paula, Bom Jesus, São Marcos e Vacaria	Floresta ombrófila mista e savana	Agrícola	Alta
Curso superior do rio Taquari	Arroio do Meio, Roca Sales e Encantado	Mata ciliar	Agrícola	Fracamente crítico
Arroio Cadeia	General Câmara	Mata ciliar	Agrícola	Moderadamente crítico

Fonte: Adaptado de SEMA (2003).

Ainda conforme o referido Plano Diretor, foram evidenciadas as contribuições de atividades antrópicas nos aspectos quali-quantitativos do manancial. Como significativas são listadas as que correspondem a mais de 50% das captações afetadas na bacia, figurando: portos/lazer, com 52% das captações afetadas; agrotóxicos, com 61%; erosão e assoreamento, com 83%; acúmulo de lixo, com 52% e; estiagem, com 61% (SEMA, 2003). O documento elucida metas com prioridade de ação a partir dos temas norteantes listados a seguir.

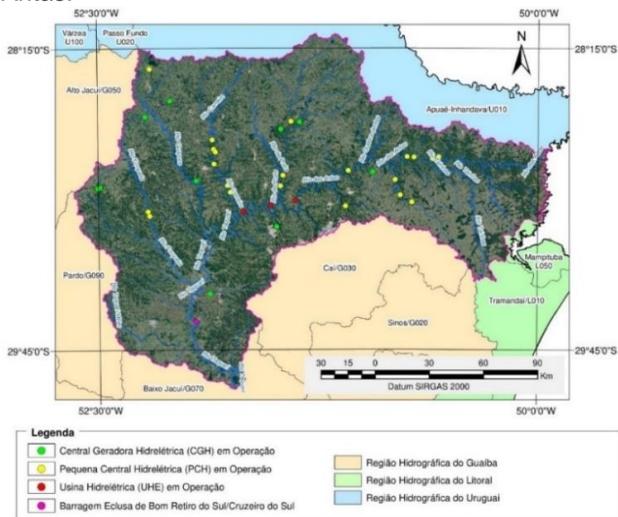
- ◆ Atividade agrícola, definida como de alta prioridade, incluindo ações de correto manejo de solo agrícola, busca por novos modelos de produção, utilização de técnicas mais limpas para redução de impactos, emprego de plantio direto, agricultura ecológica e correto manejo de embalagens de agrotóxicos;
- ◆ Educação Ambiental, definida como de alta prioridade, incluindo ações formais de inclusão da matéria em currículos escolares de 1º e 2º graus e ações não formais e informais, como a utilização de meios de comunicação e material paradidático como instrumentos de educação;
- ◆ Saneamento Básico, definido como de alta prioridade, incluindo ações referentes ao esgotamento sanitário, limpeza pública e drenagem urbana, tanto no meio urbano como rural;

- ◆ Áreas de Preservação, definidas como de média prioridade, incluindo a preocupação com a manutenção de ecossistemas significativos, como os campos/pastagens e áreas florestadas;
- ◆ Institucional, definida como de média prioridade, incluindo distribuição de responsabilidades, criação de instrumentos de administrativos, ações com diferentes agentes públicos, viabilização de um Sistema de Recursos Hídricos e outros; e
- ◆ Comunicação, definida como de média prioridade, incluindo ações de divulgação do Programa Pró-Guaíba SEMA (2003).

Quanto ao potencial de geração de energia hidrelétrica, foram relatados 34 empreendimentos em operação atualmente, conforme consulta recente ao Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico (SIGEL) (ANEEL, 2017). Dentre esses empreendimentos estão 21 Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs), 10 Centrais Geradoras Hidrelétricas (CGH) e 3 Usinas Hidrelétricas (UHE) (Figura 6).

Na Tabela 8 é sumarizada a relação de empreendimentos hidrelétricos em operação e suas especificações técnicas pertinentes.

Figura 6. Empreendimentos hidrelétricos em operação na bacia Taquari-Antas.



Fonte: Imagem de Satélite extraída a partir do software Google Earth (2017) e Hidrografia disponibilizada pela PEPAM.

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Tabela 8. Lista dos empreendimentos hidrelétricos em operação na bacia Taquari Antas e respectivas especificações pertinentes.

Tipo	Nome do empreendimento	Potência outorgada (kW)	Rio/Arroio	Data de operação	Município
PCH	Autódromo	24.000	Rio Carreiro	18/11/2011	Guaporé (RS), Vista Alegre do Prata (RS)
PCH	Boa Fé	24.000	Rio Carreiro	20/10/2011	Nova Bassano (RS), Serafina Corrêa (RS)
PCH	Cacador	22.500	Rio Carreiro	31/10/2008	Nova Bassano (RS), Serafina Corrêa (RS)
PCH	Capigui	4.470	Rio Capigui		Passo Fundo (RS)
PCH	Cazuza Ferreira	9.100	Rio Lajeado Grande	17/03/2016	São Francisco de Paula (RS)
PCH	Cotiporã	19.500	Rio Carreiro	23/12/2008	Cotiporã (RS)
PCH	Criúva	23.949	Rio Lajeado Grande	12/05/2010	Caxias do Sul (RS), São Franc. de Paula (RS)
PCH	Da Ilha	26.000	Rio da Prata	15/04/2008	Antônio Prado (RS), Veranópolis (RS)
PCH	Jararaca	28.000	Rio da Prata	15/04/2008	Nova Roma do Sul (RS), Veranópolis (RS)
PCH	Linha Emília	19.500	Rio Carreiro	31/01/2009	Dois Lajeados (RS)
PCH	Palanquinho	24.165	Rio Lajeado Grande	31/01/2009	Caxias do Sul (RS), São Franc. de Paula (RS)
PCH	Passo do Meio	30.000	Rio das Antas	17/10/2003	Bom Jesus (RS), São Franc. de Paula (RS)
PCH	Pezzi	19.000	Rio das Antas	31/10/2012	Bom Jesus (RS), Jaquirana (RS)
PCH	Rastro de Auto	7.020	Rio Forqueta	29/06/2013	Putinga (RS), São José do Herval (RS)
PCH	Rio São Marcos	2.200	Rio São Marcos	31/12/2004	Caxias do Sul (RS), São Marcos (RS)
PCH	Salto Forqueta	6.080	Rio Forqueta	03/03/2003	Putinga (RS), São José do Herval (RS)
PCH	Santa Carolina	10.500	Rio Turvo	11/03/2016	André da Rocha (RS), Muitos Capões (RS)
PCH	São Bernardo	15.000	Rio Bernardo José	05/08/2006	Barracão (RS), Esmeralda (RS)
PCH	São Paulo	16.000	Rio Carreiro	28/04/2012	Guaporé (RS), Nova Bassano (RS)
PCH	Serra dos Cavalinhos I	25.000	Rio das Antas	04/01/2017	Bom Jesus (RS), M. A. dos Campos (RS), S. F. de Paula (RS)
PCH	Serra dos Cavalinhos II	29.025	Rio das Antas	23/02/2013	Monte Alegre dos Campos (RS), São Francisco de Paula (RS)
CGH	Barracão	810	Rio das Antas	03/11/2008	Bento Gonçalves (RS)
CGH	Bentussi	1.000	Arroio Mulhada	28/06/2011	Caxias do Sul (RS)
CGH	Boa Vista	705,75	Arroio Boa Vista	28/10/2005	Estrela (RS)
CGH	Camargo	200	Rio Taquari	01/01/2002	Camargo (RS)
CGH	Catibiro	900	Arroio Chimirrão	01/01/2011	Nova Prata (RS)
CGH	Guaporé	667,2	Rio Guaporé	01/01/1950	Guaporé (RS)
CGH	Saltinho	800	Rio Saltinho	01/01/1950	Muitos Capões (RS)
CGH	Soledade	807,5	Arroio Fão	-	Fontoura Xavier (RS)
CGH	Tajinha	864	Arroio Fão	13/11/2011	Fontoura Xavier (RS), Soledade (RS)
CGH	Usina do Maringá	125	Arroio Jordão	01/01/1948	Santo Antônio do Palma (RS), Vila Maria (RS)
UHE	14 de Julho	100.000	Rio das Antas	25/12/2008	Bento Gonçalves (RS), Cotiporã (RS)
UHE	Castro Alves	130.000	Rio das Antas	04/03/2008	Nova Pádua (RS), Nova Roma do Sul (RS)
UHE	Monte Claro	130.000	Rio das Antas	29/12/2004	Bento Gonçalves (RS), Veranópolis (RS)
UHE	Cruzeiro do Sul	43.000	Rio Taquari	-	Cruzeiro do Sul (RS), Bom Retiro do Sul (RS)

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de ANEEL (2017).

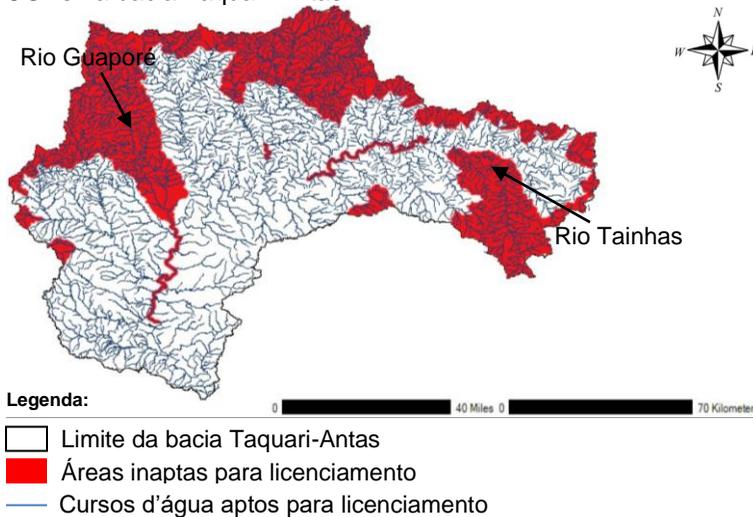
O “Diagnóstico Ambiental” produzido pela FEPAM em 2011, elaborado a partir de informações disponíveis no “Inventário Hidrelétrico da Bacia Taquari-Antas” (CEE, MAGNA ENGENHARIA, 1993) também avaliou 56 empreendimentos hidrelétricos na bacia quanto às suas viabilidades. No referido documento foram usados os seguintes critérios matriciais: Potencial energético (MW); Impactos aos ecossistemas terrestres; Ictiofauna; Qualidade da água e Uso antrópico. Quanto à viabilidade, dos empreendimentos avaliados:

- ◆ 17 são inviáveis;
- ◆ 25 apresentam sua viabilidade condicionada ao licenciamento específico através de EIA/RIMA;
- ◆ 12 provocam baixo impacto ambiental, requerendo licenciamento específico, sem EIA/RIMA; e
- ◆ 1 (ANTAS I): não é empreendimento recomendado.

Já quanto ao potencial previsto total, de 1114,5 MW, cerca de 295,7 MW apresentam inviabilidade, sendo 112,0 MW relativo à ANTAS 1 não recomendados.

Recentemente, em adendo ao estudo ambiental elaborado em 2011, no ano de 2017 foi publicada portaria regulamentadora de licenciamentos ambientais de Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) e Centrais Geradoras Hidrelétricas (CGHs). Além de dispor sobre os critérios e diretrizes gerais para licenciamento ambiental desses empreendimentos, a Portaria FEPAM n.º 039/2017 apresenta mapeamento estadual de áreas e cursos d'água aptos, inaptos e temporariamente restritos para licenciamento. Dentre as sub-bacias abrangidas pela restrição, destaca-se a totalidade do rio Guaporé, rio Tainhas e trecho alto da bacia do Prata, além de áreas de cabeceiras dispersas ao longo das porções Norte, Oeste e Leste da bacia Taquari-Antas. A Figura 7 foi elaborada com o arquivo vetorial disponibilizado pela Fundação e adaptada à bacia Taquari-Antas.

Figura 7. Mapa de diretrizes para o licenciamento ambiental de PCHs e CGHs na bacia Taquari-Antas.



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de FEPAM (2017).

3.3 MODELAGEM HIDROLÓGICA

Os modelos hidrológicos representam uma alternativa interessante para se avaliar as alterações no uso do solo em tempo curto, diferente das demandas de tempo empregadas na maioria dos estudos em bacias experimentais (ex.: bacias pareadas). Ao empregar esses modelos, pode-se fazer a exploração de hipóteses a serem investigadas, avaliar cenários e situações reais ou futuras frente aos usos da terra.

O modelo a ser empregado deve ser de fácil entendimento do modelador, ser aplicável ao objetivo do estudo, ser aplicável às características da bacia, ter base de dados disponível e ter bom custo-benefício. A escolha deve levar em consideração os itens supracitados, além do nível de detalhamento do estudo objetivado.

O equacionamento matemático é fundamental na representação dos processos da modelagem hidrológica. Essa modelagem pode ser de base física, na qual são utilizadas equações da quantidade de movimento, massa, energia e da continuidade para representação. Há emprego de um número de

equações parciais diferenciais com parâmetros de significância física direta, determinados por medições de campo. Modelos de base física são robustos e apresentam certa dificuldade na obtenção de variáveis. Nesse sentido, vêm sendo desenvolvidos modelos que seguem uma base mais conceitual.

Os modelos conceituais são os desenvolvidos através da base de processos físicos determinados por meio das observações hidrológicas. As equações físicas são empregadas juntamente com as empíricas e semi-empíricas. Nesses modelos é necessária notória atenção à fase de pré-tratamento ou calibração, visto que fazem uso de uma gama maior de parâmetros na modelagem.

Um terceiro tipo de modelo é o empírico. Nele, os resultados de uma simulação advêm da entrada de dados, sem relação com processos físicos. A principal característica desses modelos é a mínima ou total ausência de base física na formulação. Sua principal vantagem é a relativa simplicidade e tempo de processamento curto e a desvantagem consiste nos pobres resultados se aplicados a situações diferentes daquelas de calibração. Esses modelos podem ser usados como vias de comparação com modelagens expressas por outros tipos de modelos mais complexos.

No âmbito espacial, os modelos podem ser distribuídos, semi-distribuídos ou concentrados. Os modelos distribuídos incorporam as variações espaciais de todas as variáveis e parâmetros da bacia. Quando um modelo leva em consideração as variações espaciais associadas com a maioria dos parâmetros e variáveis, mas mantém outros constantes, ele é conhecido como semi-distribuído. Já nos modelos concentrados são utilizados valores de média ou efetivos para as variáveis e parâmetros, não considerando a variação espacial desses. O fluxo da bacia é considerado uma unidade discreta num modelo concentrado.

3.3.1 O modelo MGB

O modelo MGB é um modelo hidrológico distribuído que emprega um equacionamento físico e conceitual na simulação com caráter temporal diário ou horário (COLLISCHONN, 2001; COLLISCHONN et al., 2007; PAIVA et al., 2011). São englobados quatro módulos hidrológicos: o balanço hídrico; o

balanço de energia e evapotranspiração; os processos de interceptação, geração e propagação dos escoamentos superficial, subsuperficial e subterrâneo; a vazão na rede de drenagem. O modelo trabalha com a discretização em minibacias e divisão em Unidades de Resposta Hidrológica (URH), ou áreas com comportamento hidrológico semelhante definidas por combinação de mapas de uso e cobertura do solo e tipos de solo (KOUWEN et al., 1993). As características de uso, tipo do solo e cobertura vegetal são inseridas na UHR para cada minibacia.

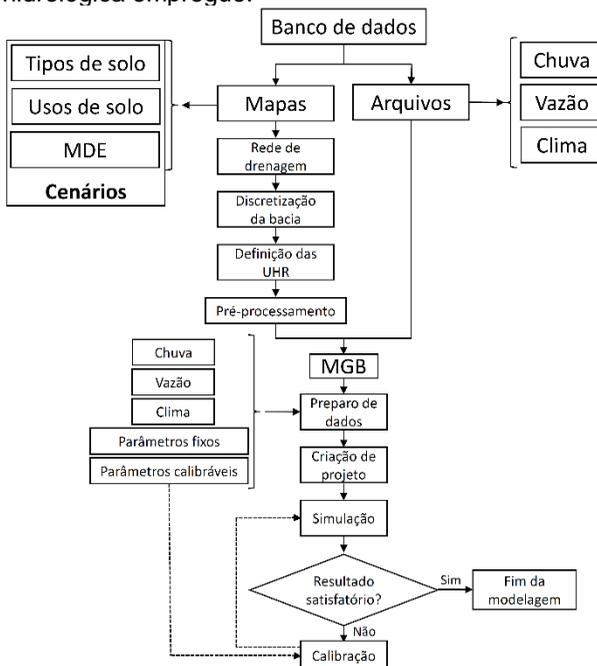
A modelagem depende da inserção de dados hidrológicos e meteorológicos de vazão, clima e chuva, os quais são associados às minibacias através da interpolação dos dados próximos disponíveis. Os módulos funcionam da seguinte maneira:

- ◆ Balanço hídrico: conduzido em camada única, onde o solo é um reservatório de água;
- ◆ Interceptação: representada por um reservatório de capacidade máxima sendo função do Índice de Área Foliar (IAF);
- ◆ Escoamento superficial e infiltração: determinado através do modelo ARNO (TODINI, 1996) que engloba a área de contribuição variável;
- ◆ Balanço de energia: emprego de variáveis como a evaporação do solo, da vegetação e da massa de ar atmosférico através de Penman Monteith;
- ◆ Escoamento sub-superficial: obtido através da equação de condutividade hidráulica não saturada de Brooks e Corey;
- ◆ Escoamento superficial: obtido por meio de relação linear simples entre armazenamento e a capacidade máxima de armazenamento; e
- ◆ Rede de drenagem: cada UHR tem seus volumes de escoamento (subterrâneo, interno, sub-superficial e superficial) obtidos e extrapolados para a minibacia. O volume total é obtido por Muskingum-Cunge.

A modelagem consiste na geração de arquivos que descrevem o terreno, a rede de drenagem, limites da bacia hidrográfica, sub-bacias, minibacias e de classes de resposta hidrológica, segundo compilação de dados de uso e ocupação do solo e pedologia da bacia. Após são usados dados de chuva, vazão, clima, parâmetros fixos (vegetação) e calibráveis (solo),

para viabilizar a simulação hidrológica. A Figura 8 apresenta etapas de processamento de dados no modelo.

Figura 8. Fluxograma de pré-processamento de dados e modelagem hidrológica empregue.



Fonte: Adaptado de Jardim et al. (2017).

As etapas apresentadas na Figura 8 podem ser descritas segundo as seguintes operações:

- ◆ Digitalização e interpolação de topografia em Modelo Digital de Elevação (MDE);
- ◆ Delimitação de Bacia Hidrográfica com exutório definido;
- ◆ Classificação de uso do solo e cobertura vegetal;
- ◆ Agregação de informação (redução da resolução espacial);
- ◆ Combinação de classes de uso do solo e cobertura vegetal com os tipos de solo;
- ◆ Remoção das depressões do Modelo Numérico de Terreno (MNT) e determinação das direções de fluxo;

- ◆ Determinação da topologia (interligação entre as células), da hierarquia, da área de drenagem, da rede de drenagem e minibacias contribuintes;
- ◆ Combinação de informações espaciais e geração do arquivo de entrada principal;
- ◆ Interpolação de dados pluviométricos diários de postos para as células; e
- ◆ Execução do modelo hidrológico (COLLISCHONN, 2001).

Conforme mencionado até aqui, a maior parte das operações realizadas com os dados de entrada objetivam a geração de um arquivo para entrada principal no modelo. Esse arquivo resume o conteúdo dos diversos mapas produzidos. Collischonn (2001) lista os seus componentes principais:

- ◆ Número da célula (quanto maior o número, mais à jusante está a célula na bacia modelada);
- ◆ Coordenadas do centro da célula;
- ◆ Número da sub-bacia em que está inserida a célula;
- ◆ Área da célula (quando os lados da célula são delimitados por coordenadas geográficas, as células têm área diferente conforme a latitude em que se encontram);
- ◆ Área acumulada da célula (área de drenagem até a célula em questão);
- ◆ Número da célula localizada à jusante;
- ◆ Cotas mínima e máxima do MNT de alta resolução na área interna da célula;
- ◆ Porcentagem da célula ocupada por cada um dos blocos; e
- ◆ Comprimento e declividade do rio que percorre a célula.

Os hidrogramas de vazão podem ser obtidos por seções do rio, sendo avaliados a partir do exutório de cada minibacia ou outro ponto definido pelo modelador. Nos pontos em que há inserção de dados fluviométricos é possível a comparação entre os hidrogramas calculados e observados, o que é fundamental à etapa de calibração do modelo.

3.3.1.1 Publicações associadas ao modelo

O modelo MGB-IPH vem sendo desenvolvido ao longo da última década, tendo sido inicialmente disponibilizado para *download* no ano de 2011, com duas versões posteriores que sofreram adequações e complementações – uma no ano de

2015 e, a mais atual, em 2017. A primeira versão dividia a área de interesse da bacia hidrográfica em células ou unidades regulares de cálculo. Já a versão atual permite a divisão da bacia em minibacias com o emprego de ferramentas de GIS dentro do *software* de distribuição livre MapWindow GIS®. A interface do programa facilita a inserção dos dados necessários ao modelo, contando com ferramentas de análise de dados pré e pós-processamento.

O Quadro 1 apresenta um resumo do conteúdo acadêmico disponível até a presente data, oriundo de dissertações de mestrado e teses de doutorado.

Quadro 1. Publicações acadêmicas relevantes associadas ao modelo MGB – IPH e a Bacia Taquari- Antas.

Tipo	Referência
	CORREA, SLY WONGCHUIG; PAIVA, RODRIGO CAUDURO DIAS; ESPINOZA, JHAN CARLO; COLLISCHONN, WALTER. Multi-décadal Hydrological Retrospective: Case study of Amazon floods and droughts. <i>Journal of Hydrology (Amsterdam)</i> , 2017.
	PONTES, P. ; FAN, F. M. ; FLEISCHMANN, AYAN SANTOS ; PAIVA, R. ; BUARQUE, D. C. ; SIQUEIRA, V. A. ; JARDIM, P. ; SORRIBAS, M. ; COLLISCHONN, WALTER . MGB-IPH model for hydrological and hydraulic simulation of large floodplain river systems coupled with open source GIS. <i>Environmental Modelling & Software</i> , v. 94, p. 1-20, 2017.
	FAN, F. M.; PONTES, P. R. M.; COLLISCHONN, W. Sobre o Uso da Persistência de Previsões Determinísticas de Vazão para a Tomada de Decisão. <i>Revista Brasileira de Meteorologia (Impresso)</i> , v. 31, p. 218-228, 2016.
	SIQUEIRA, V. A.; FLEISCHMANN, A. S.; JARDIM, P. F.; FAN, F. M.; COLLISCHONN, W.. IPH-Hydro Tools: a GIS coupled tool for watershed topology acquisition in open-source environment. <i>Revista Brasileira de Recursos Hídricos</i> , v. 21, p. 274-287, 2016.
	PONTES, P.R.M.; COLLISCHONN, W.; FAN, F.M.; PAIVA, R.C.D.; BUARQUE, D.C. Modelagem hidrológica e hidráulica de grande escala com propagação inerotal de vazões. <i>Revista Brasileira de Recursos Hídricos</i> , vol. 20, n. 4, 2015.
	ADAMI, K.N.; FAN, F.M.; PONTES, P.R.M.; COLLISCHONN, W. Mudanças climáticas e vazões extremas na bacia do Rio Paraná. <i>Revista Brasileira de Recursos Hídricos</i> , vol. 20, n. 4, 2015.
	FAN, F. M.; SCHWANENBERG, D.; COLLISCHONN, W.; WEERTS, A.. Verification of inflow into hydropower reservoirs using ensemble forecasts of the TIGGE database for large scale basins in Brazil. <i>Journal of Hydrology: Regional Studies</i> , v. 4, p. 196-227, 2015.
	Fan, F.M., Collischonn, W., Quiroz, K.J., Sorribas, M.V., Buarque, D.C. and Siqueira, V.A. (2015). Flood forecasting on the Tocantins River using ensemble rainfall forecasts and real-time satellite rainfall estimates. <i>Journal of Flood Risk Management</i> . doi:10.1111/jfr3.12177
	Schwanberg, Dirk., Fan, Fernando Mainardi., Naumann, Steffi., Kuwajima, Julio Issao., Montero, Rodolfo Alvarado., Assis dos Reis, Alberto. 2015. Short-Term Reservoir Optimization for Flood Mitigation under Meteorological and Hydrological Forecast Uncertainty. <i>Water Resources Management</i> , 0920-4741, 1-17, http://dx.doi.org/10.1007/s11269-014-0899-1 .
	Paz, A.R.; Collischonn, W.; Bravo, J.M.; Bates, P.D.; Baugh, C. 2014 The influence of vertical water balance on modelling Pantanal (Brazil) spatio-temporal inundation dynamics. <i>Hydrological Processes</i> 28 (10), pp. 3539-3553.
	FAN, Fernando Mainardi; COLLISCHONN, WALTER; MELLER, ADALBERTO; BOTELHO, LUIZ CÉSAR MENDES. Ensemble streamflow forecasting experiments in a tropical basin: The São Francisco river case study. <i>Journal of Hydrology (Amsterdam)</i> . v. 51, p. 10.1016/j.jhyd. 2014.
	FAN, F. M.; COLLISCHONN, W. Integração do Modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. <i>Revista Brasileira de Recursos Hídricos</i> , v. 19, p. 243-254, 2014.
	FAN, R. C. D.; Collischonn, W.; Buarque, D. C. Validation of a full hydrodynamic model for large scale hydrologic modelling in the Amazon. <i>Hydrological Processes</i> , 27, p. 333-346. DOI: 10.1002/hyp.8425, 2013.
	Paiva, Rodrigo C.D.; Collischonn, Walter; Tucci, Carlos E.M.; Large scale hydrologic and hydrodynamic modeling using limited data and a GIS based approach. <i>Journal of Hydrology (Amsterdam)</i> , v. 406, p. 170-181, 2011.
	Paz, A. R.; Bravo, J. M.; Allasia, D. G.; Collischonn, W.; Tucci, C. E. M. . Large-Scale Hydrodynamic Modeling of a Complex River Network and Floodplains. <i>Journal of Hydrologic Engineering</i> , v. 15, p. 152-165, 2010.
	Collischonn, W.; Allasia, D. G.; Silva, B. C.; Tucci, C. E. M.; The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modelling. <i>Hydrological Sciences Journal</i> , v. 52, p. 878-895, 2007.
	Collischonn, W.; Silva, B. C.; Tucci, C. E. M.; Allasia, D. G.; Large basin simulation experience in South America. IAHS Publication n. 303, v. 303, p. 360-370, 2006.
	Collischonn, W.; Tucci, C. E. M.; Clarke, R. T.; Delgado, M. C.; Silva, B. C.; Collischonn, B.; Allasia, D. G.; Paz, A. R.; Modelo hidrológico distribuído para previsão de vazões incrementais na bacia do rio Paranaíba entre Iumbiara e São Simão. <i>Revista Brasileira de Recursos Hídricos</i> , v. 12, p. 43-56, 2007.

Artigo acadêmico

Fonte: elaborado pelo autor (2017).

3.3.1.2 Processos verticais

Nesses processos são considerados a água no solo e energia para cada URH segundo as características da unidade e parâmetros hidrológicos. Os processos verticais modelados são de balanço de água no solo, interceptação, evapotranspiração, escoamentos. São a seguir descritos:

3.3.1.2.1 Interceptação

A interceptação é a quantidade precipitada de água retida pela vegetação antes de atingir o solo. Conforme comentado anteriormente, ela é representada por um reservatório que depende da densidade de vegetação sobre o solo, ou Índice de Área Foliar (IAF). O IAF depende do tipo de vegetação, sendo valores menores referente à vegetação rasteira ou gramíneas e maiores às florestas. O volume do reservatório é dado pelo equacionamento seguinte:

$$S_{m\acute{a}x.j} = \alpha \times IAF_j \dots \dots \dots (1)$$

Onde:

$S_{m\acute{a}x.j}$ (mm) é o volume máximo de interceptação representado pelo reservatório;

α (mm) é o parâmetro lâmina de interceptação; e

IAF_j ($m \cdot m^{-1}$) é o Índice de Área Foliar da URH j de uma determinada minibacia.

A interceptação no reservatório é dada pelo seguinte equacionamento:

$$S_{i,j}^t = \min(S_{i,j}^{t-1} + PC_i, S_{m\acute{a}x.j}) \dots \dots \dots (2)$$

$$P_{i,j} = PC_i - (S_{i,j}^t + S_{i,j}^{t-1}) \dots \dots \dots (3)$$

$$S_{i,j}^t = S_{i,j}^t - EI_{i,j} \dots \dots \dots (4)$$

$$EI_{i,j} = \min(S_{i,j}^t, EI_{i,j}) \dots \dots \dots (5)$$

Onde:

$S_{i,j}$ (mm) é a lâmina d'água interceptada na URH j de uma minibacia i ;

PC_i (mm) é a quantidade precipitada na cobertura vegetal em uma minibacia i ;

t e $t-1$ são o início e fim de um determinado intervalo de tempo, respectivamente;

$P_{i,j}$ (mm) é a precipitação sobre a camada superficial do solo na URH j de uma minibacia i ;

$E_{i,j}$ (mm) é a evaporação real da lâmina d'água na URH j de uma minibacia i ; e

$EPI_{i,j}$ (mm) é a evaporação potencial da lâmina d'água na URH j de uma minibacia i . É calculada pela equação de Penman-Monteith.

3.3.1.2.2 Balanço de água no solo

O balanço da água no solo é determinado através do seguinte equacionamento:

$$W_{i,j}^t = W_{i,j}^{t-1} + (P_{i,j} - ET_{i,j} - D_{sup\ i,j} - D_{int\ i,j} - c + D_{cap\ i,j}) \dots \dots \dots (6)$$

Onde:

$W_{i,j}$ (mm) é a quantidade de água na camada superficial do solo na URH j da minibacia i ;

$P_{i,j}$ (mm) é a quantidade de precipitação que atinge a superfície do solo;

$ET_{i,j}$ (mm) é a quantidade de evapotranspiração da água no solo;

$D_{sup\ i,j}$ (mm) é o escoamento superficial;

$D_{int\ i,j}$ (mm) é o escoamento subsuperficial;

$D_{sub\ i,j}$ (mm) é o escoamento subterrâneo;

$D_{cap\ i,j}$ (mm) é o escoamento ascendente.

3.3.1.2.3 Evapotranspiração

A equação de Penman-Monteith é utilizada para calcular a evapotranspiração. Ela emprega dados meteorológicos e outros parâmetros, segundo o seguinte equacionamento:

$$ET = \frac{fc}{\lambda \times \rho_w} \left[\frac{\Delta \times (S_n - L_n - G) + \rho_a \times c_p \times \left(\frac{e_s - e_d}{r_a} \right)}{\Delta + \gamma \times \left(1 + \frac{r_s}{r_a} \right)} \right] \dots \dots \dots (7)$$

Onde:

ET (mm.dia⁻¹) é a taxa de evaporação da água;

γ (MJ.kg⁻¹) é o calor latente de vaporização;

ρ_w (kg.m⁻³) é a massa específica da água, 1.000 kg.m⁻³;

Δ (kPa.°C⁻¹) é o gradiente de pressão de saturação do vapor em relação à temperatura;

S_n (MJ.m⁻².s⁻¹) é a incidência de radiação líquida de onda curta;

L_n (MJ.m⁻².s⁻¹) é a radiação líquida de onda longa;

G (MJ.m⁻².s⁻¹) é o fluxo de energia para o solo;

ρ_a (kg.m⁻³) é a massa específica do ar;

c_p (MJ.kg⁻¹.°C⁻¹) é o calor específico do ar úmido, 1,013.10⁻³ MJ.kg⁻¹.°C⁻¹;

e_s (kPa) é a pressão de saturação do vapor;

e_d (kPa) é a pressão de vapor;

γ (kPa.°C⁻¹) é a constante psicrométrica, 0,66 kPa.°C⁻¹;

r_a (s.m⁻¹) é a resistência aerodinâmica;

r_s (s.m⁻¹) é a resistência superficial da vegetação; e

fc é o fator de conversão de unidades, 3,6.10⁻⁶.

Primeiramente a água é evaporada utilizando a energia disponível e o restante da energia é empregado para a transpiração. Já no caso da evaporação potencial (EPI), a resistência superficial (r_s) é nula e a resistência aerodinâmica depende da velocidade dos ventos e altura da vegetação.

3.3.1.2.4 *Escoamento*

Na determinação do escoamento, assume-se que ele só ocorra em áreas saturadas que variam em função do nível de saturação da bacia. A geração do escoamento se dá através de relação probabilística entre umidade do solo e fração de área saturada, segundo a proposta por Moore e Clarke (1981):

$$X = 1 - \left(1 - \frac{W}{W_m}\right)^{\frac{b}{b+1}} \dots\dots\dots(8)$$

Onde:

X é a fração da área saturada;

W (mm) é o volume de água armazenada no solo;

W_m (mm) é a capacidade máxima de armazenamento de água no solo; e

b é parâmetro do modelo associado à URH que define o grau de heterogeneidade da capacidade de armazenamento de água.

O escoamento superficial (D_{sup}) entre o tempo $t-1$ e t é obtido segundo o seguinte equacionamento:

$$D_{sup\ i,j} = P_{i,j} \times \Delta t - (W_{m_j} - W_{i,j}^{t-1}), \text{ para } A \leq 0 \dots \dots \dots (9)$$

$$D_{sup\ i,j} = P_{i,j} \times \Delta t - (W_{m_j} - W_{i,j}^{t-1}) + W_{m_j} \times A^{b_j+1}, \text{ para } A > 0 \dots \dots (10)$$

Onde A é um limite dado pela equação seguinte:

$$A = \left[\left(1 - \frac{W_{i,j}^{t-1}}{W_{m_j}} \right)^{\frac{b}{b_j+1}} - \frac{P_{i,j} \times \Delta t}{W_{m_j} \times (b_j+1)} \right] \dots \dots \dots (11)$$

Já o escoamento subsuperficial representa o escoamento intermediário, ocorrendo de forma mais lenta que o superficial e de forma mais rápida que o subterrâneo. O modelo MGB-IPH emprega uma equação de ordem não linear, semelhante à empregada por Brooks e Corey (RAWLS et al., 1993), segundo:

$$D_{int\ i,j} = K_{int\ i,j} \times \left(\frac{W_{i,j}^{t-1} - W_{z_j}}{W_{m_j} - W_{z_j}} \right)^{3 + \frac{2}{\gamma_j}} \dots \dots \dots (12)$$

Onde:

$K_{int\ i,j}$ (mm.dia⁻¹) é um parâmetro de drenagem sub-superficial;

W_{z_j} (mm) é o limite mínimo de armazenamento de água no solo gerando o escoamento superficial; e

γ_j é o índice de porosidade do solo.

3.3.1.3 Processos horizontais

À medida que os volumes de escoamento são gerados nas minibacias, elas sofrem retardo e amortecimento, alcançando a rede de drenagem em tempos distintos. O modelo MGB-IPH considera três reservatórios lineares para contabilizar o retardo e amortecimento para cada escoamento gerado. Os volumes são dados segundo o equacionamento:

$$V_{sup_i}^{t'} = V_{sup_i}^{t-1} + \sum_{j=1}^{N_{URH}} (1000 \times D_{sup_{i,j}} \times A_{i,j}) \dots \dots \dots (13)$$

$$V_{int_i}^{t'} = V_{int_i}^{t-1} + \sum_{j=1}^{N_{URH}} (1000 \times D_{int_{i,j}} \times A_{i,j}) \dots \dots \dots (14)$$

$$V_{bas_i}^{t'} = V_{bas_i}^{t-1} + \sum_{j=1}^{N_{URH}} (D_{bas_{i,j}} D_{cap_{i,j}}) \times 1000 \times A_{i,j}) \dots \dots \dots (15)$$

Onde:

V_{sup_i} (m^3), V_{int_i} (m^3) e V_{bas_i} (m^3) são volumes nos reservatórios superficial, sub-superficial e subterrâneo, respectivamente;

A (km^2) é a área da URH j na minibacia i ; e

j remete ao número da URH e N_{URH} é o número de URHs existentes na minibacia i .

As equações para determinação da vazão de saída dos reservatórios são de ordem linear em função do volume e tempo de concentração, segundo o equacionamento:

$$Q_{sup_i} = \frac{1}{TKS_i} V_{sup_i}^{t'} \dots \dots \dots (16)$$

$$Q_{int_i} = \frac{1}{TKI_i} V_{int_i}^{t'} \dots \dots \dots (17)$$

$$Q_{bas_i} = \frac{1}{TKB_i} V_{bas_i}^{t'}, \text{ para } TKB = CB \times 3600 \dots \dots \dots (18)$$

Onde:

Q_{sup_i} ($m^3.s^{-1}$), Q_{int_i} ($m^3.s$) e Q_{bas_i} ($m^3.s^{-1}$) são as vazões superficial, sub-superficial e subterrânea de saída dos reservatórios;

TKS_i (s), TKI_i (s) e TKB_i (s) são os tempos de retardo dos reservatórios superficial, sub-superficial e subterrâneo; e

CB (h) é um parâmetro de controle do retardo do escoamento subterrâneo.

TKS e TKI podem ser obtidos mediante tempo de concentração da bacia e controlados por parâmetros calibráveis, segundo:

$$TKS_i = CS \times Tc_i \dots \dots \dots (19)$$

$$TKI_i = CI \times Tc_i \dots \dots \dots (20)$$

Onde:

CS e CI são os parâmetros calibráveis; e

Tc_i é o tempo de concentração da minibacia i e pode ser calculado através da equação de Kirpich:

$$Tc_i = a \frac{L_i^b}{S_i^c} \dots \dots \dots (21)$$

Onde:

L_i (km) é o comprimento do talvegue do rio principal da minibacia i ;

S_i ($m.m^{-1}$) é a declividade do rio principal da minibacia i ; e

a , b e c são índices de valor fixo igual a 239,04, 0,77 e 0,385, respectivamente.

A vazão de saída que chega ao trecho do rio da minibacia é compreendida pelo somatório dos escoamentos, segundo:

$$Q_{mini\ i} = Q_{sup\ i} + Q_{int\ i} + Q_{bas\ i} \dots \dots \dots (22)$$

Onde:

Q_{minii} ($m^3.s^{-1}$) é a vazão que chega no rio principal;

Q_{supi} ($m^3.s^{-1}$) é a vazão do escoamento superficial;

Q_{inti} ($m^3.s^{-1}$) é a vazão do escoamento sub-superficial; e

Q_{basi} ($m^3.s^{-1}$) é a vazão do escoamento subterrâneo.

3.4 SELEÇÃO DAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS

Conforme mencionado anteriormente, as mudanças no clima, uso do solo e água podem interferir diretamente nas alterações estatísticas de longo prazo nas variáveis hidrológicas (ROUGÉ et al., 2013). Em alguns casos, essas mudanças podem levar até a uma crise de gestão de recursos hídricos, já que as incertezas tornam a adaptação às mudanças difícil para os gestores de água (MILLY et al., 2008). Apesar da determinação das causas ser algo complexo, já que pode ser motivada por muitos fatores de comportamento não linear e caótico (ROUGÉ et al., 2013; SIVAKUMAR, 2008; SCHEFFER et al. 2001), a formulação de um diagnóstico para verificar se há tendências nas séries temporais é algo usual. Nesses casos, a aplicação do

teste de Pettitt permite identificar a data a partir da qual ocorrem as principais mudanças e, a partir daí, formular hipóteses de causa.

É importante apontar que, muito embora o diagnóstico viabilize a formulação dessas hipóteses, os padrões de mudanças de vazão regionais são complexos (MILLY et al., 2005), podendo levar a incertezas sobre qual(is) fator(es) está(ão) contribuindo para as alterações. Podem ser citados os estudos de Labat et al. (2004) e Gedney et al. (2006), com aumento de vazão associado às mudanças no clima e precipitação ou, ainda, as revisões bibliográficas propostas por Brown et al. (2005) e Bosch e Hewlett (1982), atribuindo mudanças nos valores de vazão ligados à cobertura vegetal das bacias.

3.4.1 Análise de estacionariedade de séries de vazão

Com o passar do tempo, a variabilidade climática atrelada ao uso desordenado e sem planejamento público instituído do solo vêm impactando diversos componentes do ciclo hidrológico (MILLY et al., 2008). Esses efeitos são verificados na bibliografia, sob a análise estatística da estacionariedade de séries hidrológicas. Dito isso, o conceito de série estacionária pode ser revisto sob a ótica de distintos autores. Makridakis et al. (1998) apontam que o processo gerador de dados está em equilíbrio em torno de um valor constante (média subjacente) e que a variância em torno da média permanece constante ao longo do tempo. Caso as estatísticas de uma série composta de amostras representativas não se mostrem alteradas com o tempo, sem tendência de redução ou aumento, a série é dita estacionária (TUCCI, 2002). Nelson (1995, p. 38, 185), elucida um conceito mais estatístico:

[...] quando a distribuição de um processo que evolui ao longo do tempo não depende do tempo propriamente dito, o processo é estacionário. A propriedade tempo-estacionária é contínua no tempo, onde $\Pr\{Y_{t+\Delta t}=j|Y_t=i\}$ é igual para todos os $t \geq 0$.

A ocorrência de séries hidrológicas não estacionárias pode remeter a diversos fatores atuantes de forma conjunta ou

separada. Tal fato é verificado pela ampla gama de estudos recentes, que apontam a ligação entre tendências de séries históricas de vazão com o uso do solo e alterações do regime pluviométrico. Podem ser apontados os estudos desenvolvidos no Brasil (SANTOS et al., 2016; ROSIN et al., 2015; VILANOVA, 2014; PENEREIRO; ORLANDO, 2013), EUA (KIBRIA et al., 2016; DALE et al., 2015; NOVOTNY; STEFAN, 2007; HODGKINS; DUDLEY, 2006) e Canadá (FOULON et al., 2018; TRUDEAU; RICHARDSON, 2016; KHALIQ et al., 2009). O foco das análises pode dar-se apenas nas mudanças de vazão média sazonal ou ainda em valores extremos de vazão, tais quais os de vazão mínima investigados por Trudeau e Richardson (2016), Fiala et al. (2010) e Khaliq et al. (2009); e de vazão máxima, reportados em Gado e Nguyen (2016), Tan e Gan (2015) e Damázio e Costa (2014), dentre outros.

Dentre os métodos de análise estatística de tendência, é frequentemente utilizado o teste de Mann-Kendall para identificação de não estacionariedade em série de dados de vazão (KALRA et al., 2008; VILLARINI et al., 2009; SILVA et al., 2012). A ocorrência de eventuais tendências nos valores de vazão mínima e máxima anuais e de médias aritméticas mensais, obtidas de dados diários das estações selecionadas, foram triadas as estações foco de investigação da causa de comportamento não estacionário e principais motivos de tal fator.

3.4.2 Teste de tendência Mann-Kendall

Inicialmente proposto por Sneyers (1975), o teste de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975) considera que, a estabilidade de uma determinada série temporal é mediada pela sucessão de valores ocorrendo de forma independente, onde a distribuição de probabilidade permanece sempre a mesma. Trata-se do método mais apropriado para a análise de mudanças climáticas em séries climatológicas, permitindo inclusive a identificação de pontos de tendência (GOOSSENS; BERGER, 1986) e mostrando robustez frente aos desvios de normalidade e não estacionariedade das séries (AHMAD et al., 2015; SANCHES et al., 2013).

Dessa forma, partindo-se da descrição dada por Moraes et al. (1995), considerando uma série fluviométrica temporal de X_i de N termos, onde $1 \leq i \leq N$, o teste é dado pela soma t_n do número

de termos m_i da série, inerente ao valor X_i cujos termos anteriores ($j < i$) são inferiores ao mesmo ($X_j < X_i$). Ou seja:

$$t_n = \sum_{i=1}^n m_i \dots \dots \dots (23)$$

O teste é baseado na comprovação das hipóteses nulas (H_0), onde não há tendência positiva ou negativa na série, ou da hipótese alternativa (H_1), indicando tendência positiva ou negativa na série. No caso de série de hipótese nula, t_n constitui uma distribuição normal, com média e variância dados pelas seguintes equações, respectivamente:

$$\bar{X}(t_n) = \frac{N(N-1)}{4} \dots \dots \dots (24)$$

$$Var(t_n) = \frac{N(N-1)(2N+5)}{72} \dots \dots \dots (25)$$

Testando a significância estatística de t_n para a hipótese H_0 através de um teste bilateral, pode-se rejeitar para grandes valores da estatística $u(t)$, através de:

$$U(t_n) = \frac{(t_n - E(t_n))}{\sqrt{Var(t_n)}} \dots \dots \dots (26)$$

Determinados os valores de $U(t_n)$, verifica-se a probabilidade α_1 por meio de tabela normal reduzida:

$$\alpha_1 = prob(|U| > |U(t_n)|) \dots \dots \dots (27)$$

Assim, considerando α_0 o nível de significância do teste, a hipótese nula (H_0) é aceita se $\alpha_1 > \alpha_0$. Ao ser rejeitada, a hipótese nula, ou seja $\alpha_1 < \alpha_0$, acarretará a existência de tendência significativa, onde o sinal da estatística $U(t_n)$ indica se a tendência é crescente ($U(t_n) > 0$) ou decrescente ($U(t_n) < 0$). O nível de significância α adotado é de $\alpha = 0,05$ ou 5% e intervalo de confiança (*Sen's slope*) de 0,95 ou 95%.

3.4.3 Teste de homogeneidade de Pettitt

Atualmente, há uma grande variedade de métodos estatísticos empregues na detecção de pontos de mudança em séries temporais (SANTOS et al., 2016; SHARKEY; KILLICK, 2014; VEZZOLI et al., 2012). Aqui foi utilizado o método consagrado proposto por Pettitt (1979) e complementarmente descrito por Alber e Piégay (2011), visando-se detectar a ocorrência de mudanças abruptas na série e identificar o ponto de mudança desconhecido (ALBER; PIÉGAY, 2011; ZHANG et al., 2008, 2009). Os testes de ponto de mudança das séries são normalmente realizados de forma separada dos testes de tendência, visando fornecer informações sobre a significância e o momento da mudança (vide estudos de LAZARO, 1976; BUIHAND, 1982; PERREAUULT et al., 1999; YUE; WANG, 2002a; 2002b). Dessa forma, tal teste foi direcionado às séries com verificação de tendência e comprovação da hipótese alternativa (H_1), após a seleção preliminar mediada pelo constante na Tabela 14.

O teste de Pettitt compreende um teste não paramétrico que não requer suposições sobre a distribuição de dados (PETTITT, 1979). Foi implementado nas séries não estacionárias de vazão média mensal, mínima e máxima selecionadas, buscando a identificação dos *breakpoints*. Considerando-se uma determinada distribuição de dados, ela é estacionária se não há nenhum ponto de interrupção (*breakpoint*) detectado para um dado nível de significância (MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ et al., 2016).

Dessa forma, trata-se de uma versão de adaptação ao teste de Mann-Whitney ($U_{t,T}$), que verifica se duas amostras X_1, \dots, X_t e X_t, \dots, X_n , pertencem à mesma população ou não (SANTOS et al., 2016; ULIANA et al., 2015; PENEREIRO; FERREIRA, 2012). Dessa forma, a estatística $U_{t,T}$ faz a contagem do número de vezes em que o valor da primeira amostra excede o valor da segunda. Assim, a ausência de um ponto de mudança na série avaliada compreende a hipótese nula (H_0), enquanto a hipótese alternativa (H_1) considera a ocorrência de um ponto (ULIANA et al., 2015). O equacionamento é descrito segundo:

$$K_t = \max_{1 \leq t \leq T} |T_{t,T}| \dots \dots \dots (28)$$

Onde:

$$U_{t,T} = \sum_{i=1}^t \sum_{j=t+1}^T \text{sgn}(X_i - X_j) \dots \dots \dots (29)$$

Onde:

$$\text{sgn}(x) = \begin{cases} 1 & \text{se } x > 0 \\ 0 & \text{se } x = 0 \\ -1 & \text{se } x < 0 \end{cases} \dots \dots \dots (30)$$

A estatística $U_{t,T}$ compreende valores entre 1 e T, sendo a estatística K_t do teste o máximo valor absoluto de $U_{t,T}$. Verifica-se, assim, o ponto de mudança brusca na série temporal, com significância P determinada pela seguinte equação:

$$P \cong 2 e^{\left\{ \frac{-6(K_t^2)}{(T^3+T^2)} \right\}} \dots \dots \dots (31)$$

Onde:

P é o nível de significância, sendo empregue o mesmo para teste de Mann-Kendall, de 5%;

K_t é o valor crítico; e

T são os anos da série histórica avaliada.

A rejeição da hipótese nula (H_0) é dada quando o valor de P calculado é menor que o nível de significância adotado, $\alpha = 0,05$ ou 5%.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 ELABORAÇÃO DE CENÁRIOS DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Os cenários de modelagem hidrológica da bacia integram mapas de MDE, tipos de solo presentes na bacia e distintos mapas de uso e ocupação do solo. O modelo digital de elevação foi confeccionado a partir de dados advindo de *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) CGIAR-CSI (JARVIS et al., 2008) e tratado segundo descrito por Jardim et al. (2017). O produto de manipulação possui células com as cotas do terreno para determinada resolução espacial a partir de imagens SRTM e resolução de aproximadamente 90 metros.

Foram obtidos seis quadros no formato GeoTiff do supracitado CGIAR na projeção geográfica WGS 1984, com composição de mosaico pelas folhas: SH-22-V-A, SH-22-V-B, SH-22-V-C, SH-22-V-D, SH-22-X-A e SH-22-X-C. Foi então delimitada a região de interesse contemplando as regiões contribuintes da Bacia Taquari-Antas, preenchidas as depressões e indicada a direção de fluxo de drenagem. O MDE pode ser observado segundo Figura 9.

Figura 9. Modelo Digital de Elevação processado para a Bacia Taquari-Antas e detalhe em área aleatória da Bacia.



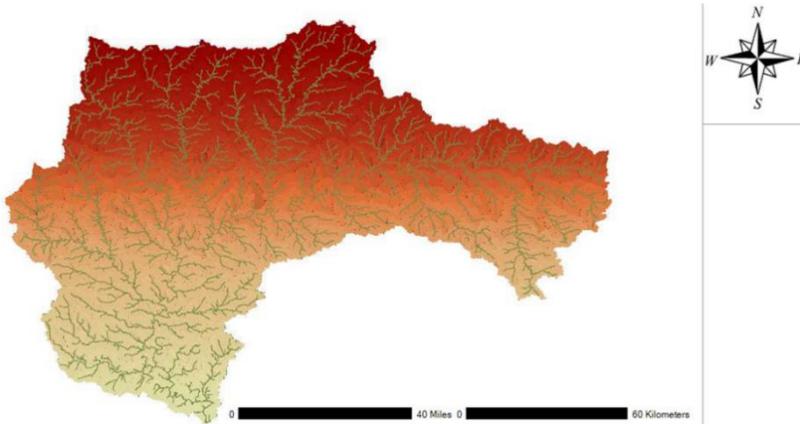
Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

4.2 DISCRETIZAÇÃO DA BACIA

A bacia foi discretizada em 1.933 minibacias contribuintes segundo a rede de drenagem produzida (Figura 10). De forma geral, cada área de drenagem integra todo fluxo à montante de um determinado ponto. É possível selecionar os trechos contribuintes às áreas segundo extensões mínimas e máximas, antes de serem omitidos ou cortados da rede. Foram adotadas extensões mínimas de 1.000 m e máxima de 10.000 m na rede.

Cada minibacia é delimitada segundo os exutórios e as direções de fluxo. As minibacias possuem ainda números de identificação atrelados aos postos fluviométricos na modelagem. Assim, forma-se um modelo em que as direções de fluxo e número de minibacias representam a ordem de hierárquica em que o fluxo de água se dá.

Figura 10. Minibacias e linha de drenagem geradas para a Bacia Taquari-Antas.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

4.3 TIPO DE SOLO, USO E OCUPAÇÃO DO SOLO E UNIDADES DE RESPOSTA HIDROLÓGICA (UHR)

As classes de resposta hidrológica são regiões da bacia modelada que possuem as mesmas características de atributos

geológicos, pedológicos e de uso do solo. Teoricamente, as unidades respondem de forma igual na modelagem, sendo agrupadas quanto a parâmetros de capacidade de armazenamento do solo ou evapotranspiração (JARDIM et al., 2017). Na presente aplicação do modelo foi empregada uma base de dados externa do tipo vetorial, com inserção de dados de tipos de solos, única fonte a todos cenários, e uso e ocupação dos solos advindos de fontes distintas, englobando variação temporal de dados.

O mapa de solos produzido foi obtido a partir da base de dados disponibilizada pela EMBRAPA (1999) e, posteriormente publicada pelo IBGE (2001). É possível baixar o arquivo vetorial nos portais virtuais de ambas instituições, além do portal Ambdata, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

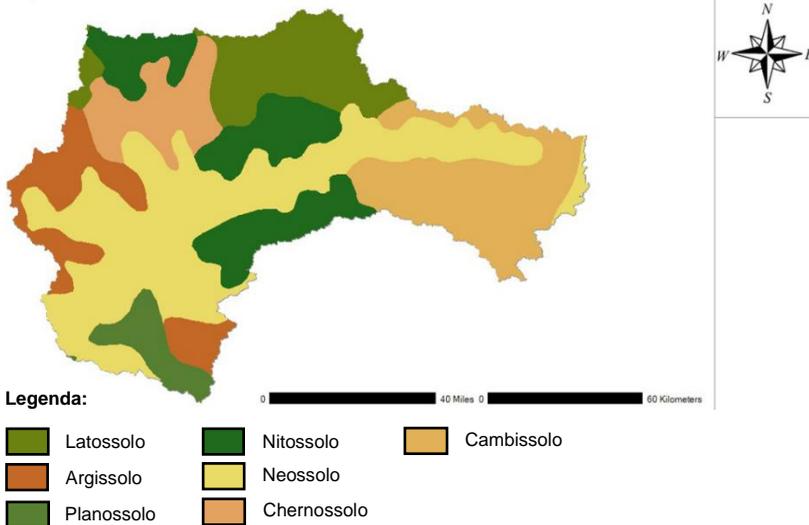
Após a inserção do arquivo vetorial no projeto fez-se a clipagem para a área de interesse da Bacia. Foi realizado o tratamento das classes de solo para nomes usuais, excluindo-se nomenclaturas de empregues em índices de saturação de bases, como distróficos ou eutróficos. Os solos identificados na Bacia Taquari-Antas são das classes, em ordem de significância e abrangência: Planossolos, com 1.058,3 km²; Chernossolos, com 2.140,3 km²; Argissolos, com 2.443,7 km²; Latossolos, com 3.362,8 km²; Nitossolos, com 4.111,0 km²; Cambissolos, com 4.364,7 km²; e Neossolos, com 9.063,9 km². A Figura 11 apresenta o mapa pedológico gerado segundo as classes mencionadas.

Posteriormente à geração de um mapa pedológico, os solos foram reclassificados segundo sua tendência em gerar escoamento superficial. Essa simplificação é intrínseca à etapa de geração das HRC, na qual é considerado também o arquivo de uso e ocupação do solo, segundo cenários avaliados.

De forma geral, a reclassificação foi mediada por consulta ao banco de dados da Agência de Informação EMBRAPA (2017), sendo avaliada a pedologia local quanto à sua profundidade e, conseqüentemente, tendência a gerar escoamento superficial. Os planossolos, neossolos e cambissolos foram classificados como “solos rasos”, visto que ocorrem em regiões de relevo mais movimentado e possuem tendência em gerar maior escoamento superficial. Já os solos previamente classificados como latossolos, argissolos, nitossolos e chernossolos são agrupados em uma categoria de solos com tendência a gerar menos

escoamento superficial, sendo classificados como “solos profundos”. Assim, os solos reclassificados como profundos englobam menor área na bacia de interesse, totalizando 12.057,8 km², enquanto os solos rasos totalizam cerca de 14.486,9 km².

Figura 11. Tipos de solo para a Bacia Taquari- Antas.



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados do projeto Radam Brasil (IBGE, 2001).

Complementarmente às informações de pedologia estão os dados de uso e ocupação do solo em formato de arquivo vetorial. Esse arquivo também deve ser clipado para a área de interesse da Bacia, sendo posteriormente tratadas as informações de uso na tabela de atributos. As diferentes classes de uso foram agrupadas com emprego de valores numéricos, facilitando seu processamento e posterior criação das Classes de Resposta Hidrológica. A Tabela 9 apresenta informações pertinentes das diferentes fontes de dados de uso e ocupação do solo atreladas aos cenários de modelagem.

Tabela 9. Dados de uso e ocupação do solo da Bacia Taquari-Antas tratados e empregues na modelagem hidrológica.

Cenário	Descrição	Fonte de dados	Classes de uso e ocupação do solo		
			Classes	Área (km ²)	Área (%)
IBGE92	Mapa de Vegetação do Brasil de 1992	IBGE (1992)	Agricultura	956,2	3,60
			Água	56,1	0,21
			Floresta	17.921,0	67,51
			Pastagem	7.611,6	28,67
IBGE00	Mapa de Uso do Solo do Brasil	IBGE (2000)	Agricultura	7.209,1	27,16
			Água	211,5	0,80
			Urbano	300,9	1,13
			Floresta	13.000,6	48,98
			Pastagem	5.819,6	21,93
IBGE07	Censo Agropecuário de 2007	IBGE (2007)	Agricultura	8.566,2	32,27
			Água	120,7	0,45
			Urbano	820,2	3,09
			Floresta	5.910,8	22,27
			Mosaico F+P+A	6.086,7	22,93
			Pastagem	-	-
IBGE10	Mapa de Uso do Solo do Brasil	IBGE (2010)	Agricultura	5.041,4	18,99
			Água	7.313,8	27,56
			Urbano	211,5	0,80
			Floresta	334,5	1,26
			Pastagem	13104,4	49,37
IBGE14	Mapa de Uso do Solo do Brasil	IBGE (2014)	Agricultura	5577,5	21,01
			Água	8.289,6	31,23
			Urbano	5,20	0,02
			Floresta	362,88	1,37
			Pastagem	11.671,5	43,97
CONTROLE	Cobertura e Uso da Terra - RS	IBGE (2017)	Agricultura	6.215,25	23,41
			Água	4.587,8	17,28
			Urbano	74,1	0,28
			Floresta	295,8	1,11
			Mosaico F+P+A	608,0	2,29
			Pastagem	16.569,7	62,42
			Pastagem	4.410,7	16,62

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Dessa forma, há a divisão da bacia em um conjunto de CRH, definidas pela combinação dos mapas de solos e mapas de uso da terra ou de vegetação (PONTES et al. 2015). As minibacias combinadas às classes de resposta hidrológica dão origem às Unidades de Resposta Hidrológica (URH) existentes na bacia de interesse, consistindo em áreas de comportamento hidrológico similar. Fatores como as características físicas dos solos (capacidade de armazenamento de água, profundidade, porosidade, condutividade hidráulica) e cobertura vegetal (índice de área foliar, interceptação, profundidade das raízes, albedo) podem explicar o comportamento hidrológico das UHR (FAN; COLLISCHONN, 2014).

Em cada URH são efetuados cálculos de balanço de energia estimando a evapotranspiração (através de Penman-Monteith) e balanço hídrico no solo para cada URH de cada minibacia. As vazões dentro das minibacias é conduzida atrás de reservatórios lineares simples, com separação dos escoamentos superficial, sub-superficial e subterrâneo (PONTES et al. 2015). A propagação de vazão na rede de drenagem é estimada pelo método Munkingum-Cunge linear, sendo descritos detalhadamente por Collischonn (2007) e em capítulo posterior do presente documento.

A Figura 12 e Figura 13 apresentam os cenários de uso e ocupação do solo segundo referências constantes na Tabela 9.

Figura 12. Cenários de uso de ocupação do solo desenvolvidos segundo referências consultadas.

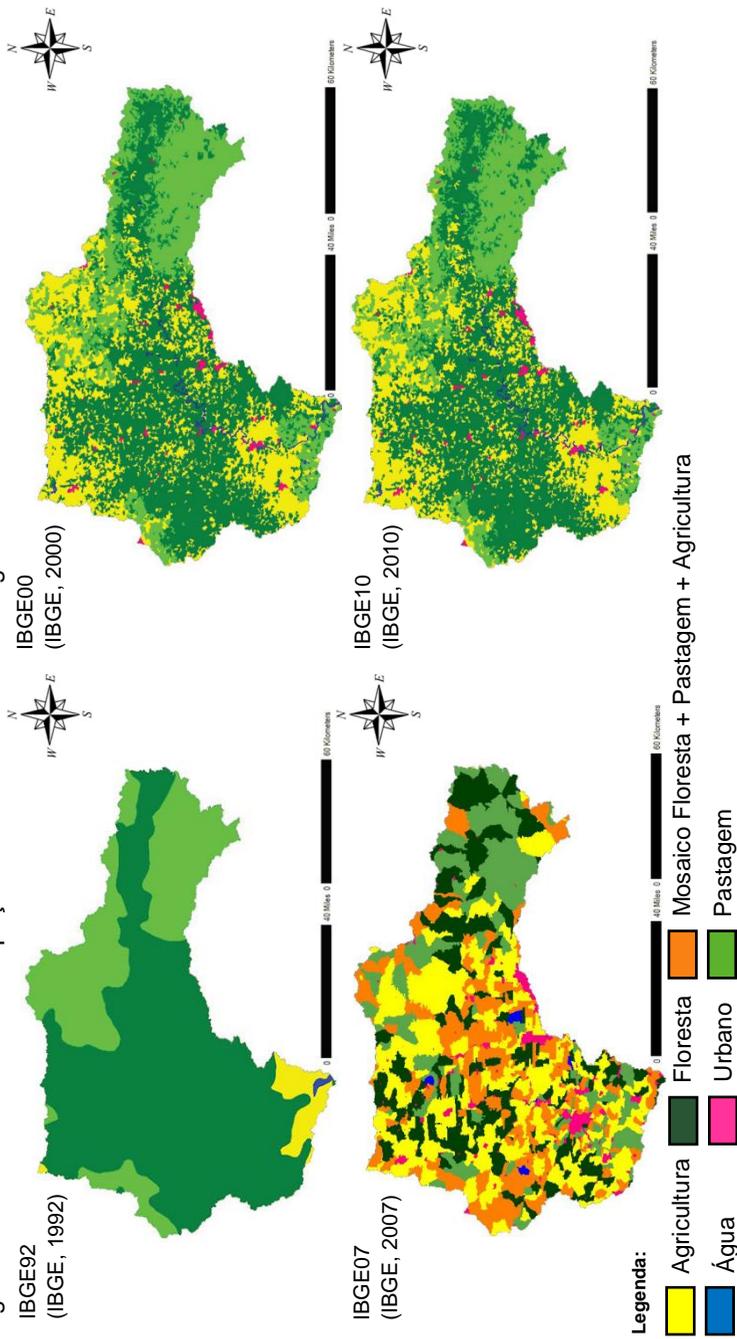
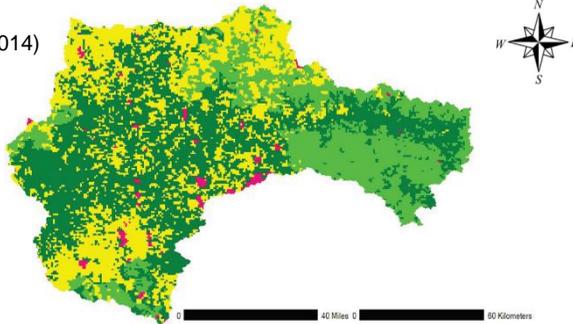


Figura 13. Continuação de cenários de uso de ocupação do solo desenvolvidos segundo referências consultadas.

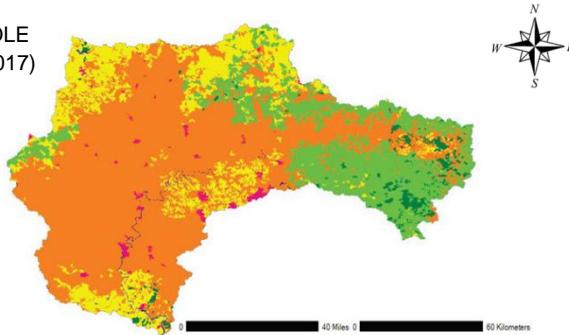
IBGE14

(IBGE, 2014)



CONTROLE

(IBGE, 2017)



Legenda:

 Agricultura	 Floresta	 Mosaico Flor.+ Past. + Agr.
 Água	 Urbano	 Pastagem

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

De posse das CRH geradas por integração de dados de tipo de solo e de uso e ocupação, pode-se relacionar os parâmetros do modelo MGB. Dessa forma é gerado um arquivo de entrada no modelo contendo a descrição das UHR inseridas no pré-processamento. Tendo em vista os diferentes cenários de uso do solo (Figura 12, Figura 13), foram geradas sete CRH para o cenário IBGE92, oito para o IBGE00, sete para o IBGE07, oito para o IBGE10 e dez para o CONTROLE, segundo Tabela 10.

Tabela 10. UHR obtidas para cada cenário avaliado.

Cenário	URH	Descrição	Área (km²)	Área (%)
IBGE92	AgrProf	Agricultura em solo profundo	395,7	1,49
	AgrRas	Agricultura em solo raso	560,5	2,11
	FlorProf	Floresta em solo profundo	8.126,0	30,61
	FlorRas	Floresta em solo raso	9.795,0	36,90
	PastProf	Pastagem em solo profundo	3.536,2	13,32
	PastRas	Pastagem em solo raso	4.075,4	15,35
	Água	Água	56,1	0,21
IBGE00	AgrProf	Agricultura em solo profundo	4.537,0	17,09
	AgrRas	Agricultura em solo raso	2.675,5	10,08
	Urbano	Uso urbano	300,9	1,13
	FlorProf	Floresta em solo profundo	5.697,8	21,46
	FlorRas	Floresta em solo raso	7.302,6	27,51
	PastProf	Pastagem em solo profundo	1.613,3	6,08
	PastRas	Pastagem em solo raso	4.206,3	15,85
Água	Água	211,4	0,80	
IBGE07	AgrProf	Agricultura em solo profundo	4.831,7	18,20
	AgrRas	Agricultura em solo raso	3.734,1	14,07
	Urbano	Uso Urbano	820,1	3,09
	FlorProf	Floresta em solo profundo	2.176,1	8,20
	FlorRas	Floresta em solo raso	3.734,4	14,07
	F+P+AProf	Mosaico em solo profundo	2.879,6	10,85
	F+P+Aras	Mosaico em solo raso	3.206,9	12,08
	PastProf	Pastagem em solo profundo	1.698,3	6,40
	PastRas	Pastagem em solo raso	3.342,9	12,59
Água	Água	120,7	0,50	
IBGE10	AgrProf	Agricultura em solo profundo	4.629,5	17,44
	AgrRas	Agricultura em solo raso	2.687,8	10,13
	Urbano	Uso Urbano	334,5	1,26
	FlorProf	Floresta em solo profundo	5.616,9	21,16
	FlorRas	Floresta em solo raso	7.487,3	28,21
	PastProf	Pastagem em solo profundo	1.576,5	5,94
	PastRas	Pastagem em solo raso	4.001,0	15,07
Água	Água	211,4	0,80	
IBGE14	AgrProf	Agricultura em solo profundo	5.169,5	19,47
	AgrRas	Agricultura em solo raso	3.121,4	11,76
	Urbano	Uso Urbano	362,7	1,37
	FlorProf	Floresta em solo profundo	4.791,8	18,05
	FlorRas	Floresta em solo raso	6.879,2	25,92
	PastProf	Pastagem em solo profundo	1.870,6	7,05
	PastRas	Pastagem em solo raso	4.344,3	16,37
Água	Água	5,2	0,02	
CONTROLE	AgrProf	Agricultura em solo profundo	3.472,17	13,08
	AgrRas	Agricultura em solo raso	1.115,70	4,20
	Urbano	Uso urbano	295,82	1,11
	FlorProf	Floresta em solo profundo	78,73	0,30
	FlorRas	Floresta em solo raso	529,16	1,99
	F+P+AProf	Mosaico em solo profundo	7.198,82	27,12
	F+P+Aras	Mosaico em solo raso	9.369,88	35,30
	PastProf	Pastagem em solo profundo	1.107,68	4,17
	PastRas	Pastagem em solo raso	3.302,71	12,44
Água	Água	74,07	0,28	

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 14. Mapas de CRH para os cenários de uso de ocupação do solo avaliados.

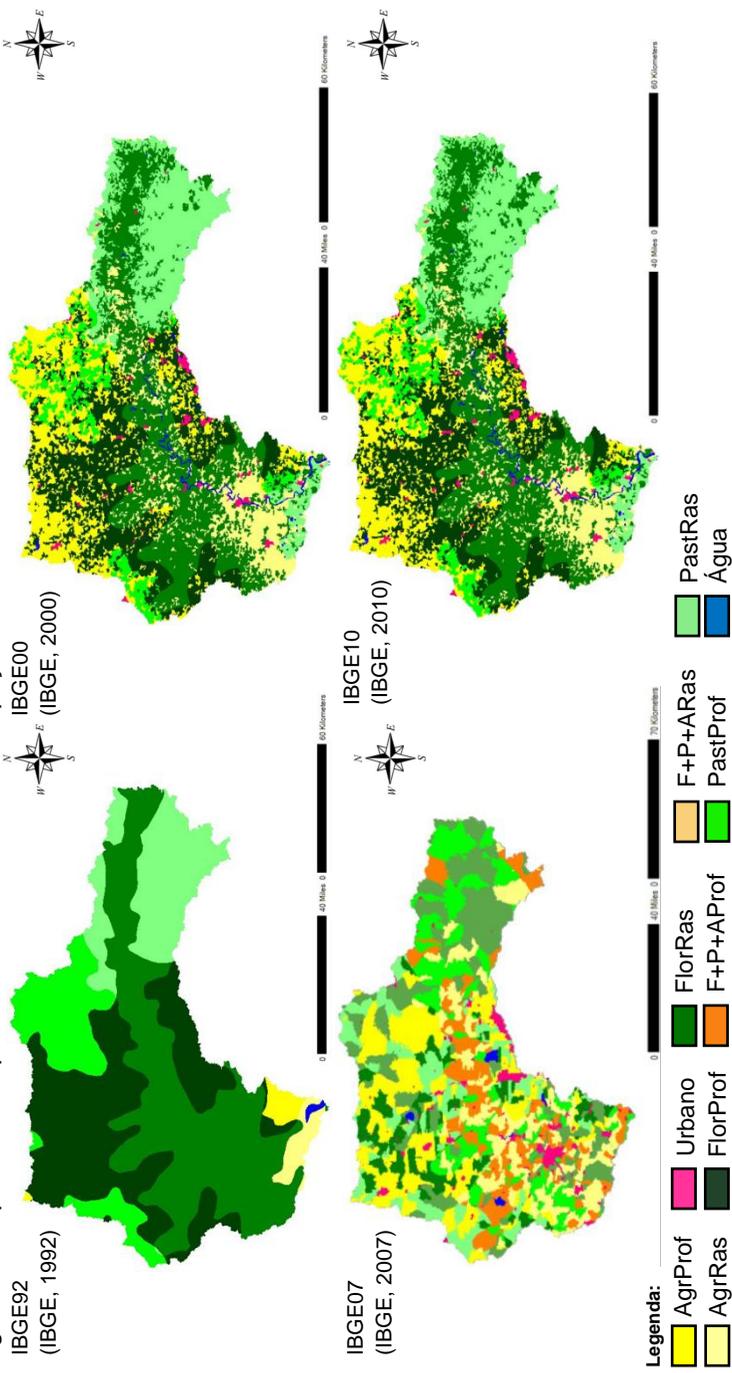
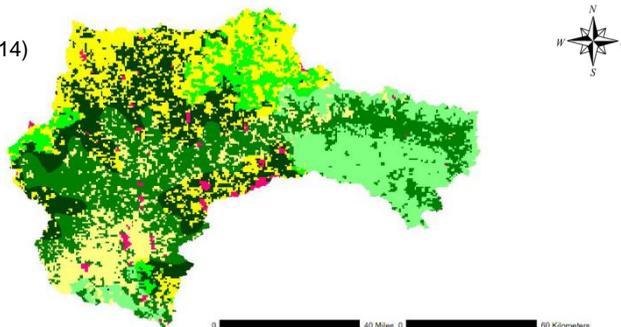


Figura 15. Continuação mapas de CRH para os cenários de uso de ocupação do solo avaliados.

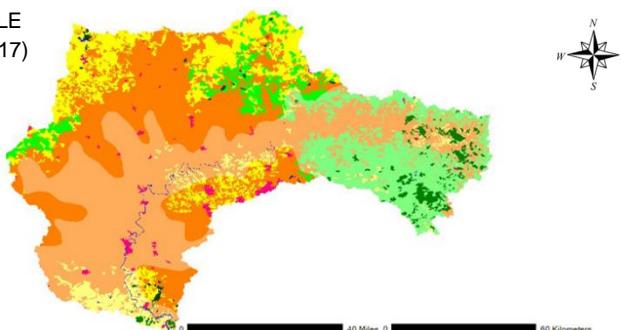
IBGE14

(IBGE, 2014)



CONTROLE

(IBGE, 2017)



Legenda:



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

4.3.1 Descrição dos cenários

Dentre os parâmetros de maior influência na diferenciação dos usos e coberturas do solo estão o albedo, IAF, a altura do dossel (resistência aerodinâmica), a resistência superficial e o coeficiente de interceptação. Dessa forma, considerando os valores dos parâmetros calibrados e fixos como válidos na representação do uso e cobertura vegetal, foram propostas simulações inerentes aos cenários previamente apresentados. As simulações podem ser descritas segundo os cenários:

- ◆ IBGE92: cenário formulado com a base do “Mapa de Vegetação do Brasil”, disponibilizado por IBGE (1992). Trata-

se de uma proposição com maior cobertura de vegetação, sem a inserção de blocos e URHs de área urbanizada. Em ordem crescente de importância, este cenário abrange apenas as classes de água, agricultura, pastagem e, em escala majoritária, floresta;

- ◆ IBGE00: cenário formulado com a base do “Mapa de Uso do Solo do Brasil”, inerente ao levantamento censitário de IBGE (2000). Este cenário compreende um levantamento mais recente do uso e cobertura do solo na bacia, englobando as classes de água, urbano, pastagem, agricultura e floresta, em ordem de significância;
- ◆ IBGE07: cenário elaborado com a base do “Censo Agropecuário” de 2007 (IBGE, 2007). É composto pelas classes água, urbano, pastagem, floresta, mosaico de floresta + pastagem + agricultura e, em maior ordem, agricultura. As categorias de usos e ocupações do solo foram tratadas segundo informações obtidas da Nota Técnica publicada em conjunto com o levantamento censitário. Dessa forma, as categorias simples (de quando o uso da terra é maior que 50% das áreas no setor censitário) foram agrupadas segundo a classe mais bem enquadrada. Já as categorias compostas foram agrupadas segundo o uso mais significativo dentre a nomeação componente da classe. Nas categorias compostas de dois usos distintos, o segundo uso mencionado representa o de maior significância, sendo, portanto, o adotado na classificação. Já os usos de três ou mais composições para obtenção de mais de 50% das áreas no setor censitário, representados pelo levantamento como “Uso diversificado”, foram classificados como uma categoria composta híbrida, nomeada “Floresta + Pastagem + Agricultura”;
- ◆ IBGE10: cenário formulado com a base do “Mapa de Uso do Solo do Brasil” (IBGE, 2010), atualizada periodicamente para monitoramento. Trata-se de um levantamento com atualização dos dados do ano de 2000, do uso e cobertura do solo na bacia, englobando as classes de água, urbano, pastagem, agricultura e floresta, em ordem de significância;
- ◆ IBGE14: cenário mais recente de monitoramento formulado com a base do “Mapa de Uso do Solo do Brasil” (IBGE, 2014). Tal qual os levantamentos publicados em 2000 e 2010, os dados de 2014 do uso e cobertura do solo na bacia esboçam

as classes de água, urbano, pastagem, agricultura e floresta, em ordem de significância, sem mudanças significativas em termos de áreas abrangentes; e

- ◆ **CONTROLE:** cenário controle formulado com a base do mapa de “Cobertura e Uso da Terra – RS” (IBGE, 2017). Foi inserida classe híbrida de uso e ocupação do solo “Floresta + Pastagem + Agricultura”, sendo adotado tratamento descrito no cenário IBGE07. Por englobar classes comuns a todos os cenários e conter dados recentes, foi empregue na calibração dos parâmetros e controle na comparação dos resultados. A ordem de importância das classes dispõe-se em água, urbano, floresta, pastagem, agricultura e classe híbrida floresta + pastagem + agricultura.

4.4 DADOS DE PRECIPITAÇÃO, VAZÃO E CLIMATOLÓGICOS

Conforme mencionado anteriormente, o modelo emprega dados de precipitação, temperatura do ar, pressão atmosférica, velocidade do vento, insolação e umidade relativa por intervalo de tempo diário. Nos locais com dados de postos fluviométricos utilizados na modelagem, as vazões calculadas são comparadas às observadas. Dessa forma, o principal resultado gerado no modelo chuva-vazão trata da vazão nas minibacias que compõem a área modelada. A Tabela 11 apresenta um resumo dos dados de entrada.

Tabela 11. Dados hidrológicos e climatológicos de entrada no modelo.

Dados de entrada	Descrição	Quantidade	Fonte
Chuva	Precipitação diária (em mm) em pontos da Bacia.	175 postos	ANA (Hidroweb)
Vazão	Dados de vazão diárias de estações fluviométricas inseridas na Bacia.	16 postos	ANA (Hidroweb)
	Descrição*	Quantidade	Fonte
Clima	Temperatura	8 postos	INMET
	Vento	8 postos	INMET
	UR	8 postos	INMET
	Insolação	8 postos	INMET
	Pressão	8 postos	INMET

*Médias climatológicas dos parâmetros.

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

As estações climatológicas foram selecionadas considerando-se a proximidade da área de interesse e disponibilidade de dados. Após a seleção e inserção do arquivo vetorial no projeto para verificação da localização, foi gerado arquivo de médias climatológicas e de clima diários. Os oito postos selecionados correspondem aos seguintes locais: Passo Fundo (00083914), Lagoa Vermelha (00083916), Vacaria (00083918), Bom Jesus (00083919), Bento Gonçalves (00083941), Caxias do Sul (00083942), Cachoeira do Sul (00083963) e Porto Alegre (00083967).

Os dados pluviométricos diários contemplaram 175 postos inseridos e/ou próximos à área de interesse, sendo interpolados por meio da ferramenta de interpolação de arquivo no formato colunas para o período de 01/01/1970 a 31/12/2007. Salienta-se que o período de interpolação deve ser igual ao empregue aos dados de vazão. Previamente à interpolação, deve-se fazer a verificação da disponibilidade e qualidade dos dados. É comum que, no período escolhido, não haja nenhum ano sem ao menos uma estação pluviométrica com dados completos de chuva. Os dados das estações pluviométricas selecionadas estão apresentados na Tabela 2 do ANEXO 1.

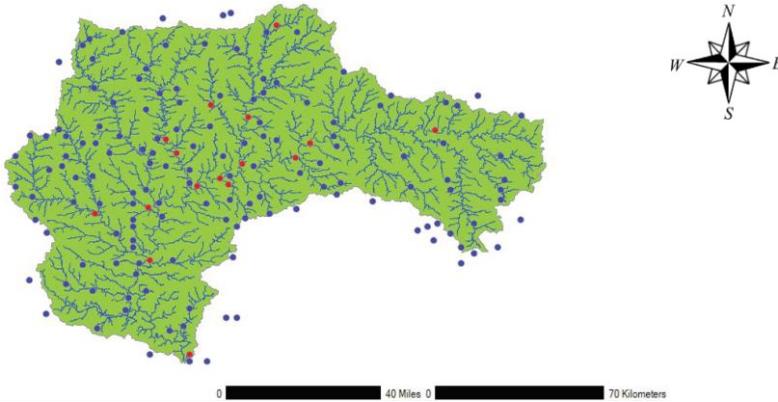
A seleção dos dados fluviométricos compreendeu a disponibilidade de dados no período de 01/01/1970 a 31/12/2007 e a existência de apenas um posto fluviométrico em uma determinada minibacia. Quando da ocorrência de mais de um posto numa mesma unidade de drenagem, opta-se por aquele com maior disponibilidade de dados (JARDIM et al., 2017). Além disso, é inserido o código da minibacia correspondente ao posto fluviométrico.

Dessa forma, foram escolhidos os seguintes postos fluviométricos:

- ◆ Passo do Gabriel (86100000);
- ◆ Passo Tainhas (86160000);
- ◆ Passo São Bernardo (86250000);
- ◆ Ponte Santa Rita (86340000);
- ◆ Passo Barra do Guaiaveira (86410000);
- ◆ Ponte do Prata (86420000);
- ◆ Monte Claro (86460000);
- ◆ Ponte do rio das Antas (86470000);
- ◆ Passo Migliavaca (86480000);
- ◆ Passo Carreiro (86500000);
- ◆ Muçum (86510000);
- ◆ Linha Colombo (86560000);
- ◆ Santa Lúcia (86580000);
- ◆ Ponte Jacaré (86700000);
- ◆ Encantado (86720000); e
- ◆ Passo do Coimbra (86745000).

Os dados das estações fluviométricas selecionadas estão apresentados na Tabela 1 do ANEXO 1. A localização dos postos pluvio e fluviométricos é apresentada segundo a Figura 16.

Figura 16. Localização geográfica dos postos pluviométricos e fluviométricos na área de interesse.



Legenda:

- Postos pluviométricos
- Postos fluviométricos

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

4.5 SIMULAÇÕES PARA OS CENÁRIOS

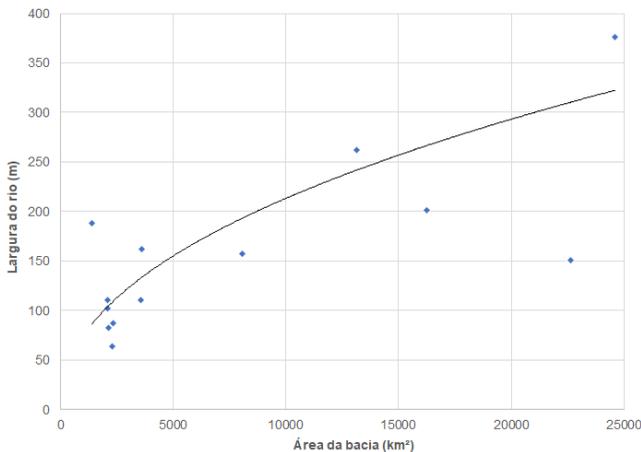
Cada projeto corresponde a um cenário de uso e ocupação do solo na Bacia. De forma comum a todos, são processados os Modelos Digitais de Elevação (MDE) corrigidos, direções de escoamento, minibacias (por trechos de rios), rede de drenagem na bacia, Classes de Resposta Hidrológica (HRCs) e sub-bacias. Sendo assim, são considerados:

- ◆ Método de propagação de vazões, sendo aqui empregue o método linear Muskingum-Cunge;
- ◆ Declividades máxima de 100 m/km e mínima de 0,01 m/km permitidas para cada trecho;
- ◆ Coeficiente de Manning de 0,03 para a Bacia; e
- ◆ Relações geomorfológicas entre profundidade e largura com a área de drenagem de cada minibacia.

Os valores de declividades e coeficiente de Manning foram também empregues em simuções conduzidas por Pontes (2011) e Collischonn (2001). Para a relação de curva entre a área de drenagem e largura média do rio nas estações fluviométricas selecionadas, foram inseridos valores oriundos do banco de dados HidroWeb. A largura do rio foi definida a partir dessa

relação, trivial ao método de propagação de vazões por Muskingum-Cunge, muito embora haja pouca sensibilidade do modelo aos valores de largura dos rios (COLLISCHONN, 2001).

Figura 17. Relação obtida entre a área da bacia e a largura média do rio na bacia Taquari-Antas.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

$$L_{rio} = 3,1213 \cdot A_{bacia}^{0,4587} \dots\dots\dots(32)$$

Onde:

L_{rio} é a largura média do rio, em metros e A_{bacia} é a área da bacia, em km^2 .

Ainda de forma comum a cada cenário, são inseridos no projeto os dados pluvio/fluviométricos, parâmetros fixos (vegetação) e calibráveis (solo) para simulação. A verificação dos resultados de hidrogramas calculados x observados se dá nos pontos de centroides de minibacias atrelados aos postos fluviométricos utilizados.

4.6 CALIBRAÇÃO DO MODELO

O modelo engloba a inserção de dois tipos de parâmetros: os fixos e os calibráveis. Os parâmetros fixos compreendem valores que podem ser medidos, relacionados à vegetação ou que não apresentam interferência direta nos resultados

(COLLISCHONN, 2001). É importante salientar que, embora os valores de parâmetros fixos apresentem certa variação ao longo do tempo, eles são obtidos de bibliografia, não sendo calibrados para a janela de modelagem.

Já os parâmetros calibráveis, são aqueles alteráveis a cada aplicação do modelo, de forma a se obter boa calibração dos dados de vazão. Trata-se dos parâmetros associados aos blocos de uso e ocupação do solo e UHRs, no caso dos cenários aqui modelados, ou às minibacias. De forma geral, um determinado valor de parâmetro calibrável para um determinado bloco assume esse mesmo valor para esse bloco em todas as células da bacia. Um parâmetro calibrável associado às células assume o mesmo valor em todas as células de uma mesma sub-bacia, entretanto, tal valor pode ser calibrado de forma distinta, assumindo outros valores para outra sub-bacia (PAIVA, 2012). A Tabela 12 apresenta os parâmetros fixos dados pelo usuário em maior detalhe.

Tabela 12. Descrição dos parâmetros fixos empregues no modelo.

Parâmetro	Descrição		Valores comuns sugeridos		
			Mín.	Média	Máx.
Índice de Área Foliar (IAF)	Relação entre a área das folhas de todas as plantas e a área de uma parcela do solo. Parâmetro adimensional, medido ou estimado por bibliografia.	Floresta	4	6	9
		Cerrado	1	3	4
		Pastagem	1	2	4
		Agricultura	1	2	6
		Água	-	1	-
				Mín.	Média
Albedo (α)	Parcela da radiação solar refletida ao atingir a superfície do sol, considerando a cobertura vegetal.	Floresta	0,11	0,14	0,16
		Cerrado	0,13	0,16	0,18
		Pastagem	0,18	0,22	0,26
		Agricultura	0,15	0,21	0,26
		Água		0,08	
				Mín.	Média
Resistência Superficial	Resistência ao fluxo de umidade do solo, através de plantas até a atmosfera. É variável segundo os tipos de plantas, umidade do solo, temperatura, radiação recebida.	Floresta	-	100	-
		Cerrado	60	130	200
		Pastagem	40	70	80
		Agricultura	40	70	154
		Água	0	0	0
				Mín.	Média
Altura do Dossel	Altura da vegetação utilizada para estimar a resistência aerodinâmica no controle da evapotranspiração. Quanto mais resistência aerodinâmica, menor é o fluxo de EVT.	Floresta	10	20	30
		Cerrado	5	7,5	10
		Pastagem	0,5	0,75	1
		Agricultura	0,5	1,25	2
		Água	-	0,5	-
				Mín.	Média

Fonte: MGB (2017).

Os valores dos parâmetros fixos foram adotados com base nas sugestões dadas na própria janela de sua edição. Todos esses parâmetros são utilizados no cálculo da evapotranspiração

pelo método de Penman-Monteith, sendo sua definição dependente das sugestões e do conhecimento do hidrólogo (JARDIM et al., 2017). O resumo dos parâmetros adotados para as classes os diferentes cenários são apresentados na Tabela 1 do ANEXO 2.

Quanto aos parâmetros calibráveis, inicialmente foram testados mediante valores sugeridos pelo manual de aplicação do modelo, aprimorados com calibração manual e, posteriormente, calibração automática. Os valores de calibração foram testados no cenário controle (IBGE, 2017), sendo posteriormente extrapolados aos demais cenários para comparação de resultados envolvendo diferentes estatísticas de uso e ocupação do solo.

A calibração empregue foi de um período de 10 anos, de 1982 a 1988, considerando os dados disponíveis. Inicialmente foram usados os anos de 1982 e 1983 para aquecimento do modelo e atenuação das condições iniciais, partindo-se, então, para a etapa de calibração.

A

Tabela 13 apresenta um resumo das informações pertinentes aos parâmetros calibráveis.

Tabela 13. Descrição dos parâmetros calibráveis empregues no modelo.

Parâmetro	Descrição	Valores comuns sugeridos		
		Mín.	Média	Máx.
W_m	Capacidade de armazenamento do solo. Pode ser compreendido como a capacidade do solo em armazenar água de chuva gerando pouco ou nenhum escoamento superficial. Apresenta maiores valores para solos arenosos.	50	-	1000
B	Parâmetro que rege a correlação de forma entre armazenamento e saturação. Controla a separação de escoamento superficial da saturação da capacidade de armazenamento do solo.	0,12	-	>1,6
K_{bas}	Parâmetro que controla a vazão durante a estação seca. Maiores valores indicam maior fluxo de água subterrânea.	0,05	-	5
K_{int}	Parâmetro que controla a quantidade de água de cada de solo disposta abaixo da superfície.	4	-	40
XL	Parâmetro que controla a forma da redução da curva de drenagem intermediária ou solo de subsuperfície.	-	0,67	-
CAP	Controla o fluxo do reservatório subterrâneo para a camada superficial de solo ao longo do tempo. Normalmente é considerado nulo.	-	0	-
W_c	Parâmetro de armazenamento residual. Limita o fluxo subsuperficial e subterrâneo.	-	0,10	-
CS	Parâmetro de correção do tempo de concentração para drenagem superficial. Corresponde à calibração da propagação superficial das células.	1	-	20
CI	Parâmetro de correção do tempo de concentração para drenagem subsuperficial. Corresponde à calibração da propagação subsuperficial das células.	50	-	200
CB	Parâmetro do tempo de residência da drenagem subterrânea. Associado à taxa de recessão do hidrograma.	1200	-	8000
QB	Vazão mínima de base.	-	-	-

Fonte: MGB (2017).

Os parâmetros calibráveis foram inicialmente escolhidos buscando-se boa calibração para o ponto 86470000 (Ponte do rio das Antas). Dessa forma, a calibração foi feita principalmente pela análise dos hidrograma de forma a verificar disparidades nos valores, valores do coeficiente de Nash (R), do coeficiente de

Nash para logaritmos das vazões (R_{log}); da relação entre volumes medidos e calculados (ΔV) e o *Percent bias* ($Pbias$). A avaliação dos respectivos coeficientes e de um “bom ajuste” ocorre segundo as seguintes funções objetivo, descritas por Nash e Sutcliffe (1970) e Gupta et al. (1999).

$$R = 1 - \frac{\sum [Q_{Obs.}(t) - Q_{Cal.}(t)]^2}{\sum (Q_{Obs.}(t) - \bar{Q}_{Obs.})^2} \dots\dots\dots(33)$$

$$R_{log} = 1 - \frac{\sum \{\ln[Q_{Obs.}(t)] - \ln[Q_{Cal.}(t)]\}^2}{\sum \{[Q_{Obs.}(t)] - \ln[Q_{Obs.}(t)]\}^2} \dots\dots\dots(34)$$

$$\Delta V = \frac{\sum [Q_{Cal.}(t)] - \sum [Q_{Obs.}(t)]}{\sum [Q_{Obs.}(t)]} \dots\dots\dots(35)$$

$$Pbias = \frac{\sum [Q_{Obs.}(t) - Q_{Cal.}(t)]}{\sum [Q_{Obs.}(t)]} \times 100 \dots\dots\dots(36)$$

Onde:

$Q_{Obs.}(t)$ é a vazão observada em tempo t ; e

$Q_{Cal.}(t)$ é a vazão calculada em tempo t .

De forma geral, o coeficiente de Nash, proposto por Nash Sutcliffe (1970), tem valor máximo de 1, onde o maior valor corresponde ao ajuste perfeito de vazões observadas por calculadas. Quanto mais próximo de 1 é o coeficiente de Nash (R), melhor é o modelo para vazões máximas, tendo em vista a influência desses valores em R (ARNOLD et al., 2012). Valores aceitáveis de Nash variam de 0,36 – 0,75, enquanto que valores acima de 0,75 são considerados de adequados a bons (SILVA et al., 2008; COLLISCHON, 2001; GOTTSCHALK et al., 2000).

Já R_{log} , embora também possua influência perante valores de vazão máxima, é mais influenciado pelas vazões mínimas que R . Quanto mais próximos de 1, mais o modelo simula período de estiagem e recessão dos hidrogramas.

O valor de volume (ΔV) expressa a diferença entre a soma das vazões observadas e calculadas, aparte de séries temporais. Dessa forma, o resultado não é influenciado pelas cheias ou estiagens e tampouco possui valores de máximo ou mínimo aceitáveis. É útil na observação de perdas por EVT (COLLISCHON, 2001).

Por fim, o *Percent bias* avalia que os valores calculados adquirem em relação aos observados. Valores de *Pbias* mais próximos ao ideal são os mais próximos de zero, sendo que os negativos indicam subestimação do fluxo calculado em relação ao observado, enquanto valores positivos indicam superestimação (VAN LIEW et al., 2007).

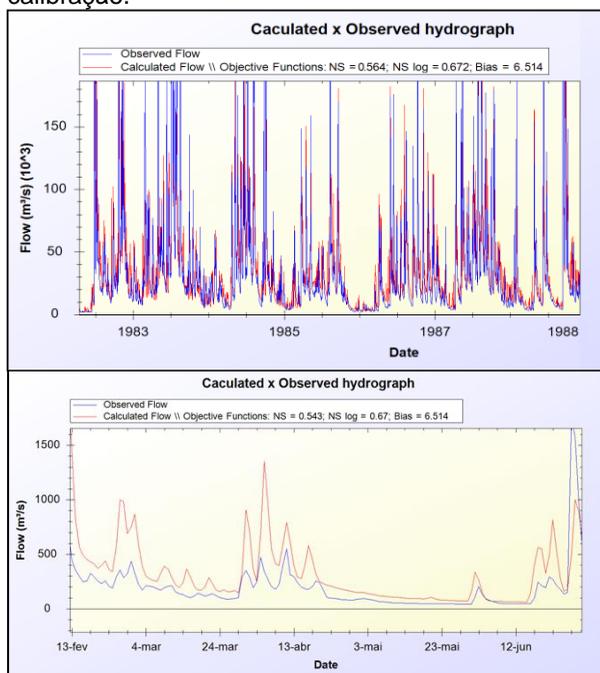
Além desses aspectos, foi necessário avaliar o comportamento hidrológico dos diferentes blocos (Uso de solo + Profundidade do solo) acerca de algumas hipóteses. Por exemplo, ao parâmetro W_m , de capacidade de armazenamento do solo, foi atribuído maior valor nos blocos associados à floresta (Floresta, Silvicultura, Formações vegetais densas etc.), ao passo que nos blocos de pastagem e agricultura, o valor considerado foi menor. Isso se justifica pois a vegetação florestal possui raízes mais profundas, podendo retirar água mais profundamente do que gramíneas ou culturas anuais comuns na bacia, como soja, milho, trigo, feijão ou aveia (COLLISCHONN, 2001).

O cenário controle escolhido para calibração do modelo compreende o mais recente, controle CONTROLE. O controle CONTROLE contém blocos de URH comuns a todos os demais cenários avaliados, além de floresta, pastagem e agricultura em solos profundos e rasos. Esse cenário considerou, portanto, a ocorrência de blocos de URH comuns a todos os cenários além da disponibilidade de dados pedológicos e de uso do solo. Os dados de parâmetros calibrados e fixos são então extrapolados aos demais cenários para obtenção de resultados.

Durante a calibração, a forma dos hidrogramas foi mantida com a variação da maior parte dos parâmetros calibráveis, embora as vazões calculadas subestimem as observadas (Figura 18). Assim, inicialmente foi considerada a calibração manual, variando os parâmetros de Capacidade de Armazenamento de Água no Solo (W_m), Taxa de percolação de água para o aquífero (k_{bas}) e Escoamento Superficial (k_{int}). Foram mantidos os valores recomendados pelo modelo para os demais parâmetros calibráveis. De posse da ideia de que as vazões calculadas estão superestimadas, pode-se atrelar as causas a valores de capacidade de armazenamento de água (W_m) muito baixos. Assim, foram realizados testes com o aumento de W_m individualmente aos demais parâmetros, até que se melhorasse

o resultado do coeficiente de Nash. Em contrapartida, os parâmetros k_{bas} e k_{int} tiveram seus valores reduzidos nos testes individuais, assumindo valores maiores para UHRs de solo mais profundos e menores para de solo rasos. Assim, W_m assumiu valores de 140 a 290 mm para solos profundos e de 110 a 210 mm para solos rasos; k_{bas} assumiu valores de 1,1 a 3,1 mm.dia^{-1} para solos profundos e de 0,5 a 1,3 mm.dia^{-1} para rasos; e, k_{int} assumiu valores de 12 a 21 mm.dia^{-1} para solos profundos e de 7 a 13 mm.dia^{-1} para solos rasos.

Figura 18. Comparação entre vazões observadas e calculadas pelas formas dos hidrogramas na estação 8647000 durante a etapa de calibração.



Fonte: MGB (2017).

Após a adoção de uma calibração manual, para conhecimento prévio de valores plausíveis dos parâmetros, foi realizada a calibração automática dos parâmetros W_m , b , K_{bas} , K_{int} , CS , CI e CB – sendo esse último inicialmente considerado segundo os dados de recessão dos hidrogramas avaliados,

variando entre 600 horas e 1.200 horas. CS, CI e CB, de controle do retardo do escoamento dentro das células tiveram sua calibração igual em todas as sub-bacias, sem distinção.

5 RESULTADOS

5.1 RESULTADOS DAS ESTAÇÕES FLUVIOMÉTRICAS

O período de análise das séries fluviométricas foi o empregue na modelagem hidrológica, de 01/01/1970 a 31/12/2007, não sendo considerados dados faltantes. Tal qual mencionado anteriormente, foi avaliada a estacionariedade das estações quanto às vazões mínimas, máximas e médias mensais, determinadas a partir de dados diários extraídos da base de dados HydroWeb (ANA). Os dados das estações fluviométricas avaliadas estão apresentados na Tabela 1 do ANEXO 1.

A posterior seleção das estações fluviométricas para verificação das vazões segundo diferentes cenários de uso e ocupação do solo foi regida pelas condicionais apresentadas na Tabela 14. Assim, a premissa para seleção da estação na avaliação dos resultados é a de verificação de séries não estacionárias em pelo menos um mês e em pelo menos uma série de vazão extrema (máxima e/ou mínima).

Tabela 14. Condicionais para seleção de estações fluviométricas na avaliação de cenários.

Condicional				
Operador	Hipótese	Série	Intervalo	Operador
Se	$\alpha_1 < \alpha_0$	janeiro	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	fevereiro	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	março	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	abril	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	maio	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	junho	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	julho	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	agosto	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	setembro	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	outubro	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	novembro	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	dezembro	01/01/1970-31/12/2007	ou
e				
Se	$\alpha_1 < \alpha_0$	mínima	01/01/1970-31/12/2007	ou
	$\alpha_1 < \alpha_0$	máxima	01/01/1970-31/12/2007	ou
Estação selecionada				
Senão				
Estação não selecionada				

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Dentre os 16 postos de vazão avaliados, seis foram previamente triados para análise dos resultados da modelagem hidrológica, compreendo séries não estacionárias para o período. São eles:

- ◆ 86100000 (Passo do Gabriel);
- ◆ 86470000 (Ponte do rio das Antas);
- ◆ 86510000 (Muçum);
- ◆ 86560000 (Linha Colombo);
- ◆ 86580000 (Santa Lúcia); e
- ◆ 86720000 (Encantado).

A Tabela 15 apresenta um resumo dos resultados obtidos para os 16 postos de vazão empregues na modelagem. Cabe salientar que o não atendimento às condicionantes da Tabela 14 elimina a necessidade de determinação do ponto de mudança por teste de Pettitt.

Tabela 15. Resultados do teste de Mann-Kendall para as estações avaliadas.

Estação	$\alpha_1 < \alpha_0?$ Sim/Não													
	Séries de vazão													
	jan	fev	mar	Abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	Min	Máx
86100000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Sim	Sim
86160000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não
86250000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não
86340000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não
86410000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não
86420000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não
86460000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não
86470000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Sim	Não
86480000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não
86500000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não
86510000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Sim	Não
86560000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Sim
86580000	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Sim	Não
86700000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não
86720000	Não	Sim	Não	Sim	Não									
86745000	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Não	Sim	Não	Não	Não	Não

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

A triagem dos pontos aprovados mediante as condicionantes supracitadas engloba também aspectos de proximidade. Para tal, caso duas estações fluviométricas selecionadas forem muito próximas e possuírem área similar numa sub-bacia de interesse, dar-se-á prioridade na análise àquela localizada mais à jusante. Dessa forma, considera-se, os usos múltiplos do solo já englobados pela área de drenagem da estação à montante.

Como pode ser observado, o mês de outubro apresenta, na maioria das estações fluviométricas, atendimento à hipótese de mudanças nos valores de vazão. Isso pode ser explicado pela

resposta dessas estações à variável hidrológica de precipitação, onde outubro foi compreendido como um mês mais hidrológicamente significativo na maioria das estações pluviométricas inseridas na bacia.

Em consulta ao banco de dados do INMET, foi observado que, das estações pluviométricas avaliadas, a grande maioria apresenta os meses de agosto, setembro, outubro e novembro como mais chuvosos. Por exemplo, as estações 2951008 (Caxias do Sul) e 2850001 (Bom Jesus) têm setembro como mês mais chuvoso, com precipitação média mensal de 178 e 168 mm, respectivamente. Dessa forma, considerando estações pluviométricas com maior disponibilidade de dados, obteve-se a distribuição da precipitação segundo períodos do ano.

Tabela 16. Precipitação acumulada média em estações inseridas na bacia.

Estações pluviométricas	Precipitação acumulada média em trimestres (mm)			
	1º trimestre (jan/fev/mar)	2º trimestre (abr/mai/jun)	3º trimestre (jul/ago/set)	4º trimestre (out/nov/dez)
2850001 (Bom Jesus)	8.508,8	6.599,4	8.205,5	9.655,2
2851014 (Lagoa Vermelha)	3.947,0	3.579,0	3.694,4	4.885,7
2852021 (Passo Fundo)	13.447,8	11.636,2	13.668,9	16.534,1
2951003 (Bento Gonçalves)	7.559,5	6.452,5	6.990,7	7.764
2951008 (Caxias do Sul)	7.299,2	8.047,3	8.773,9	10.036,6
Mais chuvoso	Menos chuvoso	

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Tendo em vista o 4º trimestre como o mais chuvoso do ano na maioria das estações pluviométricas, pode-se atrelar a precipitação nesses meses como a variável hidrológica que explica o amplo atendimento à hipótese $\alpha_1 < \alpha_0$ para o mês de outubro (Tabela 15).

A seguir são listados os aspectos de desempenho obtidos na análise de tendência de Mann-Kendall e de ponto de mudança de Pettitt (Tabela 17).

Tabela 17. Resultados dos testes de Mann-Kendall e de Pettitt e respectivos aspectos de desempenho das estações selecionadas.

Estações	Séries	Mínimo	Máximo	Média	Mann-Kendall			Pettitt		
					T (tau)	P	Intervalo de confiança	K	t (ano de mudança)	P
86100000	outubro	10,12	262,02	65,52	0,231	0,023	[1,023;1,718[164	1995	0,095
	Mínima	2,00	13,60	6,06	0,370	0,001]0,080;0,106[246	1982	0,0002
	Máxima	189,00	1825,00	624,83	0,249	0,015]8,724;12,228[210	1994	0,010
86470000	outubro	36,85	1043,02	423,08	0,290	0,010]8,214;12,130[135	1978	0,086
	Mínima	4,33	89,48	36,79	0,223	0,033]0,389;0,625[151	1988	0,073
86510000	outubro	81,56	1704,38	584,01	0,270	0,011]10,893;17,151[159	1978	0,091
	Mínima	6,92	99,53	41,10	0,227	0,025]0,559;0,848[142	1997	0,239
86560000	outubro	11,08	420,22	89,78	0,271	0,012]1,484;2,357[154	1993	0,081
	Máxima	289,00	1515,00	811,63	0,206	0,038]7,495;13,288[149	1981	0,197
86580000	abril	4,53	113,04	45,83	0,223	0,035]0,654;0,969[184	1982	0,004
	outubro	11,37	467,11	107,65	0,284	0,010]1,744;2,487[170	1978	0,012
	Mínima	2,73	24,08	8,77	0,382	0,001]0,224;0,266[271	1992	<0,0001
86720000	fevereiro	37,86	847,36	406,33	0,433	0,011]23,655;26,393[45	1993	0,090
	Mínima	20,10	204,14	60,78	0,269	0,048]0,741;1,096[52	1992	0,445

Hipótese H_0 → Série homogênea, não há uma data em que há mudança

Hipótese H_1 → Série não homogênea, há uma data em que há mudança

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

As estações e séries constantes na Tabela 17 foram as selecionadas após a realização do teste de Mann-Kendall em todas nas estações avaliadas na Tabela 15. Dada a consideração da hipótese alternativa H_1 para as séries de vazão mínima e máxima para o posto fluviométrico 86100000 e de abril a outubro e mínima para o posto fluviométrico 86580000 pode-se traçar as seguintes considerações:

- ◆ A comprovação da hipótese alternativa (H_1) para Pettitt, em mais de uma série não estacionária para o mesmo posto fluviométrico pode ser atribuída a um evento singular de mudança de regime hidrológico significativo. Nesse sentido, podem ser incluídas obras estruturais de regularização de vazão, como barramentos, hidrelétricas (PCHs, UHEs, CGHs e outros), e excluídas alteração de uso e ocupação do solo na área de drenagem da bacia, mudanças climáticas locais, mudanças de precipitação e outros. Aos barramentos podem ser atribuídas reduções significativas na intensidade da vazão e frequência de cheia, mudanças extensivas no tempo e duração das vazões (MAGILLIGAN; NISLOW; RENSHAW, 2013); e
- ◆ Ainda acerca da hipótese alternativa (H_1) para Pettitt, o eventual marco de construção de obras estruturais citado, não necessariamente exclui a influência de outros fatores na ocorrência de séries não estacionárias (Mann-Kendall) com ponto de mudança definido (Pettitt). Assim, conforme verificado em vasta bibliografia anteriormente supracitada, podem ser incluídos fatores relacionados a alterações na cobertura vegetal (BROWN et al., 2005; SAHIN; HALL, 1996; BOSCH; HEWLETT, 1982), climáticos (HEJAZI; MOGLEN, 2007) ou ainda fatores sozinhos ou em conjunto de mudanças climáticas, de uso e ocupação do solo em geral e de uso da água (ROUGÉ et al., 2013).

Já quanto às estações sem ponto de mudança definido no teste de Pettitt, a não estacionariedade pode ser atribuída a diversos fatores. Aqui será retratada a hipótese de contribuição das mudanças de uso e ocupação do solo segundo cenários já apresentados. Nesse sentido, as estações selecionadas para análise dos diferentes cenários de uso e ocupação do solo são aquelas sem o referido ponto de mudança, quais sejam:

- ◆ 86470000 (Ponte do rio das Antas);
- ◆ 86510000 (Muçum);

- ◆ 86560000 (Linha Colombo); e
- ◆ 86720000 (Encantado).

Os gráficos contendo os resultados obtidos na análise estatística encontram-se apresentados no ANEXO 3.

5.2 RESULTADOS DA CALIBRAÇÃO

Apesar da arbitrariedade na diferença de valores adotados para as URHs, ela é baseada em informações constantes na bibliografia, sobretudo quanto à geração de escoamento e evapotranspiração.

Neste âmbito, a calibração automática prevê a geração de diferentes combinações de parâmetros calibráveis, necessitando sua avaliação individual para seleção dos melhores valores. Das 101 diferentes combinações, foram triadas as mais consistentes e feitos novos testes com alterações nos parâmetros W_m , K_{bas} e K_{int} , buscando-se lapidar ainda mais os resultados de calibração. A Tabela 18 contém os parâmetros calibrados para as diferentes URHs do cenário controle.

Tabela 18. Parâmetros calibrados para o cenário controle nas estações avaliadas.

URHs	Parâmetros										
	W_m	b	K_{bas}	K_{int}	XL	CAP	W_c	CS	CI	CB	QB
AgrProf	150	0,90	2,80	16,50	0,60	0	0,10				
AgrRas	120	0,40	1,00	6,50	0,60	0	0,10				
Urbano	50	1,09	1,10	2,50	0,60	0	0,10				
FlorProf	225	1,55	0,80	19,50	0,60	0	0,10				
FlorRas	290	0,27	0,50	11,50	0,60	0	0,10				
F+P+AProf	210	1,55	0,80	14,50	0,60	0	0,10	14,38	108,5	1138,8	0,01
F+P+ARas	255	0,27	0,30	7,50	0,60	0	0,10				
PastProf	200	1,55	0,80	11,50	0,60	0	0,10				
PastRas	235	0,27	0,30	6,50	0,60	0	0,10				
Água	0	0,00	0	0	0	0	0				

Legenda: AgrProf: Agricultura em solo profundo; AgrRas: Agricultura em solo raso; Urbano: Uso urbano; FlorProf: Floresta em solo profundo; FlorRas: Floresta em solo raso; F+P+AProf: Mosaico de floresta, pastagem e agricultura em solo profundo; F+P+ARas: Mosaico de floresta, pastagem e agricultura em solo raso; PastProf: Pastagem em solo profundo; PastRas: Pastagem em solo raso; Água: Águas superficiais.

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Os coeficientes de Nash calculados para as estações selecionadas anteriormente encontra-se apresentado na Tabela 19. Os maiores coeficientes foram calculados para os postos 86470000 (Ponte do rio das Antas) e 86720000 (Encantado) com Nash de 0,82 e 0,81, respectivamente. Os volumes gerais dos hidrogramas calculados também apresentaram resultados muitos

satisfatórios para as estações 86510000 (Muçum) e 86720000, com valores de apenas 0,55 % e 0,65 % inferiores ao observado.

Muito embora apenas as estações 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 tenham sido consideradas para a calibração, as demais estações com dados apresentaram valores de coeficiente de Nash acima de 0,80 após a calibração automática. A Tabela apresenta um resumo dos coeficientes de desempenho obtidos na calibração.

Tabela 19. Coeficientes de Nash, Nash log e Volumes totais calculados para a calibração.

Sub-Bacia	Estação Fluviométrica		Nash	Nash log	ΔV (%)	Pbias (%)
Médio Taquari-Antas	86470000	P. rio das Antas	0,82	0,83	5.59	6,51
Médio Taquari-Antas	86510000	Muçum	0,78	0,84	-0.55	-3,68
Guaporé	86560000	Linha Colombo	0,58	0,72	-9.49	-9,49
Baixo Taquari-Antas	86720000	Encantado	0,81	0,87	-0.65	-0,65

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

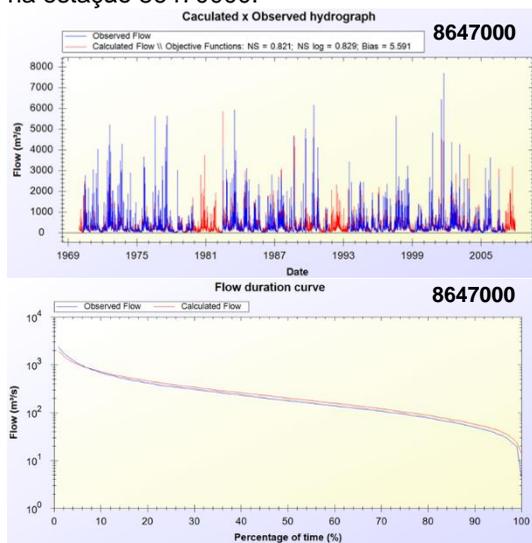
Observa-se que a calibração para a estação Linha Colombo apresentou valores inferiores às demais avaliadas. Isto ocorre, pois, os dados disponíveis para o período apresentam relativa quantidade de falhas, não sendo de tão boa qualidade quanto os das demais estações. Tal qual observado em trabalhos prévios, a calibração do modelo tende a ser melhor em bacias de maior área. Isto ocorre pois a estrutura do modelo é mais adequada à representação de bacias maiores, onde as menores têm reação mais rápida à precipitação (COLLISCHONN, 2001). As melhores calibrações foram verificadas nas estações com mais de 10.000 km² de área, como a Ponte do rio das Antas (12.500 km²) e Encantado (19.100 km²).

Ademais, os parâmetros fixos (de vegetação) Albedo, IAF, Altura do Dossel e Resistência Superficial empregues no cenário controle, foram mantidos constantes nos demais cenários avaliados, segundo as diferentes URHs. Em específico para a URH de mosaico Florestas + Pastagem + Agricultura, foram adotados valores médios das classes de uso e ocupação do solo componentes. Não foi realizada alteração desses parâmetros durante a etapa de calibração, sendo adotados valores rotineiros previamente verificados na bibliografia. Os demais parâmetros encontram-se sumarizados e apresentados no ANEXO 2.

Conforme descrito na metodologia, a avaliação de desempenho durante a calibração engloba também a

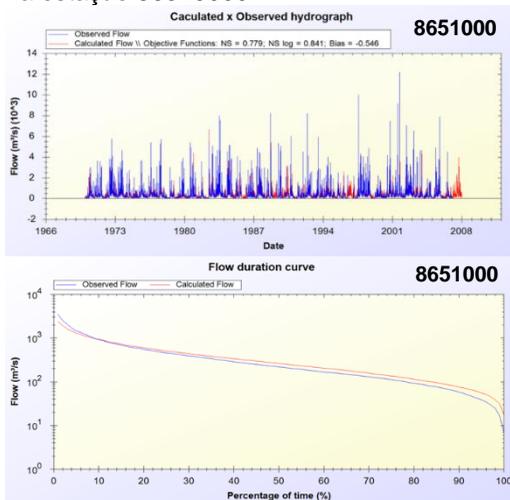
visualização de forma dos hidrogramas e curvas de permanência de vazão, calculados x observados (Figura 19). A curva de permanência apresentou melhor calibração apenas na estação Ponte do rio das Antas. O modelo tende a superestimar as vazões mínimas na estiagem, a partir de 60% de probabilidade de excedência (Q60), principalmente em 86560000 e 86720000 e com erro de mais de 50% nas vazões de mais de 90% de probabilidade de ocorrência nas quatro estações avaliadas.

Figura 19. Hidrograma e curva de permanência calculado x observado na estação 86470000.



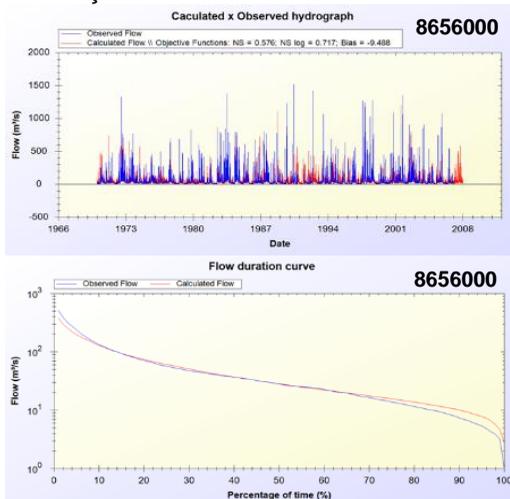
Fonte: MGB (2017).

Figura 20. Hidrograma e curva de permanência calculado x observado na estação 86510000.



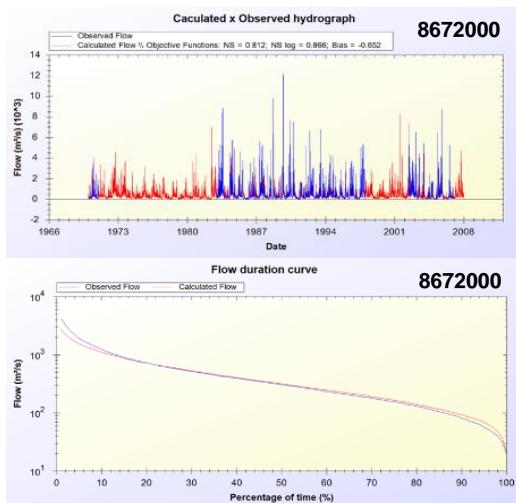
Fonte: MGB (2017).

Figura 21. Hidrograma e curva de permanência calculado x observado na estação 86560000.



Fonte: MGB (2017).

Figura 22. Hidrograma e curva de permanência calculado x observado na estação 86720000.



Fonte: MGB (2017).

5.2.1 Parâmetros interferentes na análise das mudanças de uso e ocupação do solo

Dentre os parâmetros do modelo mais importantes na diferenciação dos blocos (Classe de uso + Tipo de solo), podem ser listados: Índice de Área Foliar (IAF); Albedo (α); Resistência Superficial (r_s); Resistência Aerodinâmica (r_a), associada ao parâmetro fixo Altura do Dossel; e Coeficiente de Interceptação. Podem ser apontados também os parâmetros calibráveis W_m , de máximo armazenamento do solo e b , muito sensível aos diferentes blocos. Dentre os parâmetros calibráveis mais importantes estão W_m , b , K_{bas} , K_{int} , CS e CI . Parâmetros usados no módulo de propagação da rede de drenagem apresentam pouca influência nos resultados. Embora todos os parâmetros sejam de extrema importância na modelagem, o sucesso do modelo como ferramenta de análise das implicações de mudanças de uso e cobertura do solo é dependente de valores confiáveis.

Parâmetros como IAF e r_s são definidos empiricamente para florestas, pastagens e culturas anuais. Já os parâmetros W_m e b apresentam maior dificuldade na definição, sendo mais incertos. De forma geral, W_m deve apresentar valores maiores em florestas do que pastagens e culturas anuais, entretanto, a

proporcionalidade entre os blocos é vaga, tendo-se que uma medição direta de fluxos de evapotranspiração acarretaria uma fonte de dados de calibração mais confiável. Aqui foram adotados valores: de 200 mm para floresta; 175 mm para mosaico de floresta + pastagem + agricultura; 150 mm para pastagem; 100 mm para agricultura, 20 mm para área e urbana e 0 mm para água.

5.2.1.1 Índice de Área Foliar (IAF)

Conforme apresentado pela Equação 1, apresentada novamente a seguir, vê-se que há dependência da lâmina de interceptação máxima de água com o IAF da classe. A redução no escoamento superficial é traduzida pelo aumento na capacidade de interceptação (serapilheira, detritos, outros) e, então, maior facilidade de evaporação do montante interceptado.

$$S_{m\acute{a}x.j} = \alpha \times IAF_j \dots\dots\dots(1)$$

Onde:

$S_{m\acute{a}x.j}$ (mm) é o volume máximo de interceptação representado pelo reservatório;

α (mm) é o parâmetro lâmina de interceptação; e

IAF_j (m.m-1) é o Índice de Área Foliar da URH j de uma determinada minibacia.

Os valores de IAF são reportados como em torno de 2 a 3 em áreas de campo e pastagem; 6 a 10 em florestas; e 5 a 6 nos cultivos anuais e nulos, nos períodos de preparo do solo. Não há grande variação nos valores reportados, sendo frequentemente repetidos na literatura. As incertezas com as estimativas deste parâmetro referem-se à associação errônea com classes não representativas. Assim, pode-se atribuir valores comuns de uma determinada classe agrícola, a uma classe de florestas, por exemplo. Dessa forma, são atribuídos valores constantes e relativamente altos anualmente à uma classe que apresenta valores altos sazonais. Além disso, conforme mencionado anteriormente, há dificuldade em se atrelar valores diferenciados às culturas anuais, sazonais, pastagens e lavouras temporários. Para tanto, o agrupamento de culturas agrícolas em uma única

classe pode influenciar nos resultados de baixa mudanças de vazão obtidos, embora seja latente que há grande heterogeneidade de culturas na bacia. A possibilidade de inserção de maior número de HRCs no modelo poderia implicar em resultados mais fidedignos para esses casos.

As mudanças graduais entre as classes de vegetação também geram incerteza na estimativa deste parâmetro. O fato de o modelo MGB possibilitar a inserção de um número limitado de classes de uso e, posteriormente, URHs, obriga o modelador a agrupar as classes com uso similar. Dessa forma, diferentes classes de campo (campo sujo, pastagens naturais, pastagens artificiais, cerrado), florestas (estacional decidual, araucária, silvicultura etc.) ou até mesmo culturas (anuais, temporárias, arroz, soja etc.), ficam agrupadas numa classe comum, à qual atribuem-se generalizações dos valores de IAF.

A minimização de erros poderia ser fomentada com a medição direta através da remoção da serapilheira e folhas coletadas (*litter fall traps*) como base e medição da área total ou ainda a análise destrutiva (BRÉDA, 2003). Embora, as medições indiretas por vezes não possibilitem a obtenção de resultados tão confiáveis, a comparação entre os diferentes métodos disponíveis minimizaria os erros. Dentre esses podem ser citados: análise de imagem hemisférica; método de fração de folga com luz azul difusa; método de fração de folga com PAR direto e indireto; mapas de IAF do observatório terrestre da NASA (COTTER et al., 2017).

5.2.1.2 Albedo (A)

O albedo é interferente direto na energia disponível para a evapotranspiração. Nesse sentido, quanto maiores os valores de albedo, maior é a reflexão de radiação recebida pela cobertura do solo. Fenômenos como desmatamento, mineração, urbanização e impermeabilizações em geral levam à maiores valores de albedo, dada a maior reflexão da irradiação solar. De maneira geral, as florestas assumem valores de albedo mais baixos que as áreas mais expostas. Na mesma medida em que há aumento de albedo, a exposição do solo, seja por desmatamento ou outros, leva à redução dos valores de evapotranspiração e aumento do escoamento superficial

(impermeabilizações etc.). Ao albedo pode ser atribuída influência direta nos resultados de baixa interferência em vazão, principalmente em áreas de culturas temporárias/sazonais, anuais e pastagens. Isso por conta das constantes mudanças desses ambientes frente às atividades antrópicas. Áreas de solo majoritariamente exposto durante o ano podem ser contabilizadas como áreas de cultivo em generalizações para classe agrícola, que é significativa na maioria dos cenários.

Ao albedo são atribuídos valores confiáveis segundo reportado na bibliografia, que variam em torno de 0,11 a 0,16 para áreas florestadas e de 0,20 a 0,26 para pastagens e áreas agrícolas. Embora os valores mencionados sejam confiáveis, há potencial para utilização em aplicações que requerem resoluções espaciais mais finas e precisas (HE et al., 2018). São reportados usos na avaliação ambiental urbana (ZHOU et al., 2012), monitoramento agrícola (GAO et al., 2014; LI; FANG, 2015) e manejo florestal (KUUSINEN et al., 2014; VANDERHOOF et al., 2014).

5.2.1.3 Resistência Aerodinâmica (RA)

Esse parâmetro controla a evapotranspiração das classes, sendo os maiores valores relativos aos menores fluxos de EVT. A resistência aerodinâmica relaciona-se principalmente com a velocidade do vento e a altura do dossel. Nesse sentido, a RA assume valores menores em florestas, já que a altura das copas impõe menor resistência ao fluxo e intensifica a turbulência do vento. Este parâmetro pode ter maior interferência em casos de ocorrência de diferentes biomas, em que haja distintas alturas de dossel, biomassa verde, albedo etc. Também pode interferir caso as classes de silvicultura sejam significativas, frente à classe de vegetação nativa. Não é o caso da bacia estudada, visto que ocorre predominância de floresta ombrófila mista, com porção de apenas 7% de silvicultura no cenário controle.

5.2.1.4 Resistência Superficial (RS)

Esse parâmetro relaciona-se diretamente com a transpiração e, quanto maiores os valores de resistência superficial, menor é a transpiração da classe. Assim, a RS trata do fluxo de água no solo através das plantas, até a emissão

pelas folhas e estômatos. Os valores de RS em florestas são de aproximadamente 100 s.m-1; nas pastagens de aproximadamente 70 s.m-1; e nas culturas, variam de 40 s.m-1 a 20 s.m-1 (SHUTTLEWORTH, 1993).

Em virtude da grande incerteza na determinação deste parâmetro - já que assume variações conforme a temperatura, radiação solar, umidade do ar e umidade do solo – o modelo considera apenas um aumento na resistência superficial em virtude da redução de umidade do solo (COLLISCHONN, 2001). A RS pode ser estimada com base em estudos de medições diretas de EVT segundo a variação de cobertura vegetal da bacia.

Este parâmetro pode ter apresentado grande atuação nos resultados observados, de baixa influência em vazões. Isso porque, com o agrupamento de diferentes classes agrícolas em classe única de agricultura e de silvicultura/reflorestamento e floresta ombrófila mista em classes de floresta, são assumidos valores comuns às classes originalmente distintas. A detenção de dados primários e possibilidade de inserção de maior número de HRCs no modelo poderia implicar em resultados mais fidedignos para esses casos.

5.2.1.5 Intercepção

A resistência ao escoamento superficial induzida pela intercepção é dependente do IAF. A intercepção em áreas mais densamente florestadas, com mais serapilheira e massa foliar é maior do que em campos, lavouras e áreas de solo exposto.

Para fins de determinação de parâmetros hidrológicos, pode-se obter resultados de intercepção com base em modelagem experimental e medições diretas. Os resultados podem ainda ser comparados para refino, como em estudo proposto por Ghimire et al. (2017), no qual foram realizadas medições de intercepção através dos parâmetros total de chuvas brutas, transprecipitação e fluxo de vapor d'água em florestas de Madagascar durante o período de um ano. Os resultados foram então comparados com a modelagem experimental proposta por Gash et al. (1995) para verificação de aplicabilidade.

A interceptação pode ter influenciado principalmente no caso de generalizações de florestas, muito embora englobassem porcentagem mínima de silvicultura. Para tal, é sabido que o fluxo de EVP é distinto em áreas de florestamento/reflorestamento do que áreas de floresta ombrófila mista.

5.2.1.6 Capacidade de Armazenamento do Solo (Wm)

Esse parâmetro varia entre as classes de uso principalmente devido à distinção entre as profundidades de remoção de água do solo pelas plantas. As florestas retiram água do solo em maiores profundidades, enquanto as pastagens e a vegetação rasteiras, retiram água mais superficialmente. Essas distinções são mais visíveis em períodos de estiagem e em regiões secas, onde as mudanças de uso do solo assumem consequências hidrológicas mais perceptíveis.

Segundo reportado na literatura, os valores de armazenamento de água do solo em florestas variam na faixa de 300 a 800 mm, dependendo da profundidade do solo. Na Amazônia, Hodnett et al. (1996) verificaram capacidade de armazenamento variando de 700 mm (em solos de floresta com 3,6 m de profundidade) a 400 mm (em áreas de pastagem sob a mesma profundidade). Em contrapartida, Horne e Scotter (2016) determinaram capacidade de armazenamento de 100 a 300 mm em solos de pastagem neozelandeses, com profundidade de aproximadamente 760 mm.

Já Liu e Shao (2014) verificaram a capacidade de retenção dos solos em diferentes áreas de uso do solo. Áreas de vegetação arbustiva assumiram valores máximos de armazenamento de 230 mm em profundidades de 3-4 m e de 220 mm em 1-2 m, enquanto em áreas de pousio e de culturas, foram verificados valores de 243 e 226 mm e 250 e 234 mm, respectivamente.

O parâmetro Wm pode ser calibrado com emprego inicial de valores máximos, já que há carência de dados de bacias completamente florestadas ou completamente desmatadas. As incertezas e disparidades entre o armazenamento observado nas florestas e pastagens é também mais visível em épocas de seca e nas florestas mais antigas, onde a profundidade das raízes pode atingir grandes proporções.

Novamente, é importante apontar que as incertezas com as estimativas deste parâmetro referem-se à associação errônea com classes não representativas. Dessa forma, são adotados valores comuns à classe agrícola, embora tal classe englobe subclasses de culturas anuais, sazonais, pastagens e lavouras temporárias. Em teoria essas subclasses assumem distintos valores para o parâmetro W_m , já que o manejo do solo difere significativamente.

A possibilidade de inserção de maior número de HRCs no modelo poderia implicar em resultados mais fidedignos para estes casos.

5.2.1.7 Forma da Curva de Saturação (b)

Embora o parâmetro b tenha relação com a capacidade de infiltração do solo e resposta da bacia à precipitação, ele não pode ser estimado diretamente baseando-se no uso do solo, cobertura vegetal ou tipo de prática agrícola. É sabido que este parâmetro controla a separação entre o escoamento superficial e a saturação da capacidade de armazenamento do solo, entretanto, a redução da capacidade de infiltração decorrente do desmatamento não pode ser representada por ele.

A resposta dos hidrogramas à calibração deste parâmetro revelou que a leve alteração nos valores deixa o hidrograma instável e “nervoso”. Os picos das cheias pequenas e médias são superestimados com a adoção de maiores valores de b , embora as grandes cheias não sofram grandes alterações de picos. Este parâmetro, juntamente com a capacidade de armazenamento do solo (W_m), foram os que mais modificaram o comportamento dos hidrogramas calculados durante a calibração.

5.3 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

Nesse sentido, a vazão média para o cenário de controle é de $324,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na estação 86470000; $414,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na estação 86510000; $54,8 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na estação 86560000; e $496,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ na estação 86720000. As áreas de drenagem das citadas estações são de 12.500 km^2 , 16.000 km^2 , 2.030 km^2 e 19.100 km^2 , compreendendo escoamento superficial anual de 818 mm nas duas primeiras e 852 e 820 mm nas estações 86560000 e

86720000, respectivamente. A variação dos resultados encontra-se apresentada na Tabela 20, em termos de vazão média de longo prazo ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$), vazão específica ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}.\text{km}^{-2}$), escoamento superficial anual e sua variação segundo comparação com cenário controle ($\text{mm}.\text{ano}^{-1}$).

Tabela 20. Vazão média, Vazão média específica e Escoamento superficial e em relação ao cenário controle CONTROLE.

Simulação	Estação avaliada	Q ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}$)	Q _{esp.} ($\text{m}^3.\text{s}^{-1}.\text{km}^{-2}$)	Q ($\text{mm}.\text{ano}^{-1}$)	ΔQ ($\text{mm}.\text{ano}^{-1}$)
IBGE92 (IBGE, 1992)	86470000	306,5	0,025	774	44
	86510000	391,4	0,024	772	46
	86560000	49,5	0,024	770	82
	86720000	466,4	0,024	771	49
IBGE00 (IBGE, 2000)	86470000	323,7	0,026	817	1
	86510000	414,3	0,026	817	1
	86560000	54,7	0,027	851	1
	86720000	496,3	0,026	820	0
IBGE07 (IBGE, 2007)	86470000	324,3	0,026	819	1
	86510000	419,1	0,026	827	9
	86560000	55,3	0,027	860	8
	86720000	503,0	0,026	831	11
IBGE10 (IBGE, 2010)	86470000	324,0	0,026	818	0
	86510000	414,7	0,026	818	0
	86560000	54,8	0,027	852	0
	86720000	496,9	0,026	821	1
IBGE14 (IBGE, 2014)	86470000	323,9	0,026	818	0
	86510000	414,7	0,026	818	0
	86560000	54,8	0,027	852	0
	86720000	497,0	0,026	821	1
CONTROLE (Controle)	86470000	324,1	0,026	818	0
	86510000	414,6	0,026	818	0
	86560000	54,8	0,027	852	0
	86720000	496,0	0,026	820	0

Acréscimo

Decréscimo

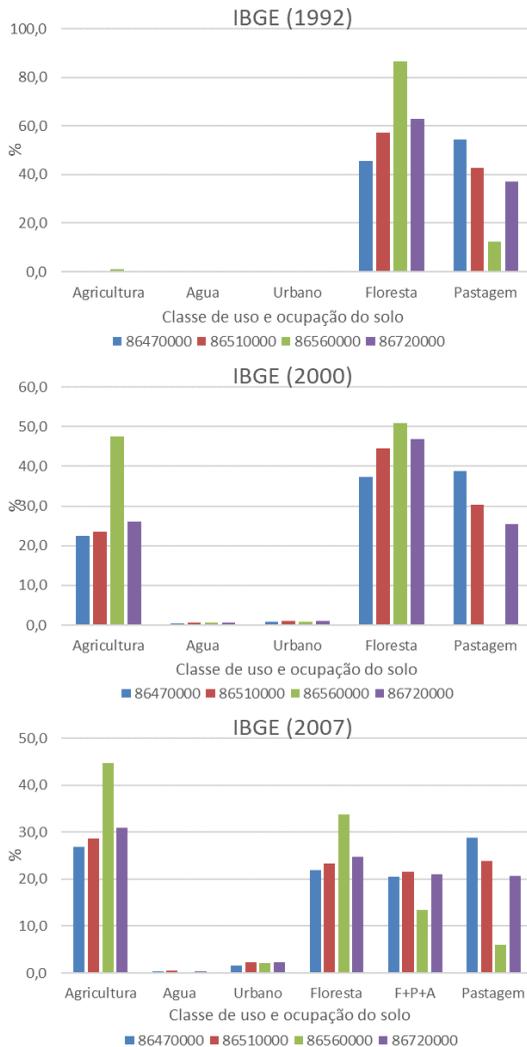
Sem alteração

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Dentre os cenários de maior variação nas vazões e escoamento superficial, figuram o mais vegetado (IBGE92) e o de levantamento censitário agropecuário (IBGE07). Em ambos os casos foram verificadas diferenças significativas entre as classes de uso e ocupação do solo, em especial nas sub-bacias avaliadas com maiores valores de ΔQ ($\text{mm}.\text{ano}^{-1}$), como 86510000, 86560000 e 86720000. Já nos demais cenários, datados em uma janela de 14 anos de levantamento censitário,

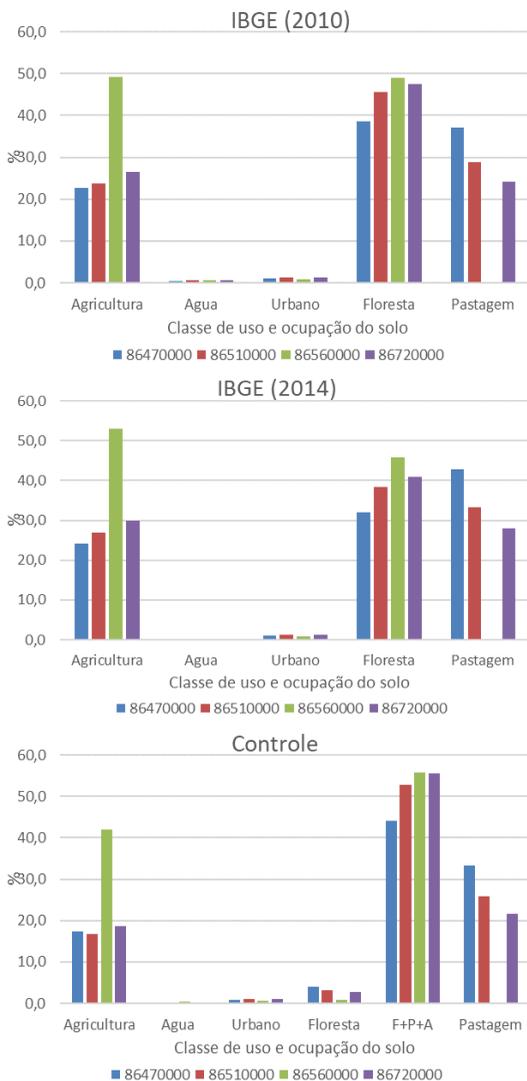
não foram verificadas diferenças significativas de fluxo. As reduções de vazão se dão em uma magnitude de $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, no levantamento inerente ao cenário IBGE00, enquanto que o aumento, dá-se de $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a $0,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ no cenário IBGE10 (IBGE, 2010) e de $0,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a $1,0 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ no cenário IBGE14 (IBGE, 2014). A variabilidade das classes de uso e ocupação dos solos é apresentada segundo Figura 23 e Figura 24.

Figura 23. Variação do uso e ocupação do solo segundo os diferentes cenários nas sub-bacias avaliadas.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 24. Continuação de variação do uso e ocupação do solo segundo os diferentes cenários nas sub-bacias avaliadas.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Avaliando o período representado pelos cenários cronológicos IBGE00, IBGE10 e IBGE14 na sub-bacia 86470000, o uso majoritário foi por pastagem, seguido de floresta e

agricultura nos anos 2000 e 2014. Em 2010, para a mesma sub-bacia, a ocupação de florestas figura como majoritária (38,7%), seguida de pastagens (37,1%) e agricultura (22,8%). Na sub-bacia representada pela estação 86510000, o padrão de uso e ocupação do solo manteve floresta com maior significância, seguida das áreas de pastagem e agricultura. Já na sub-bacia da estação 86560000, a ordem de importância das classes variou nos anos 2000, 2010 e 2014, embora as classes floresta e agricultura apresentem valores muito similares. Em 2000, a ocupação majoritária foi reportada como floresta (50,9), seguida de agricultura (47,9%) e urbano (0,9%). Já em 2010 e 2014, foi reportado crescente desmatamento e a agricultura passou a exercer ocupação majoritária (49,3% em 2010 e 53,0% em 2014), seguida de floresta (49,0% em 2010 e 45,9% em 2014) e ocupação urbana (1,0%). Nos cenários IBGE00, IBGE10 e IBGE14, a área da bacia de drenagem de 86720000 apresentou ocupação significativamente maior de florestas, seguido de áreas de agricultura e pastagens, com porcentagem de ocupação similar.

Os cenários IBGE00, IBGE10 e IBGE14 mantiveram padrões de uso e ocupação do solo, sem variações significativas entre as classes quando avaliado o período de 2000 a 2014. À classe de florestas atribui-se maior inconstância dentre as avaliadas nos respectivos cenários, embora essa variabilidade não seja significativa (até 7%) e possa ser traduzida em termos de mudança nos valores de escoamento superficial e vazões. Tais resultados estão condizentes com os apresentados nas revisões de Bosch e Hewlett (1982) e Brown et al. (2005), que apontam que as reduções de florestas (desmatamento) em até 20% de área não permitem a detecção de alterações de fluxo. Já Stednick (1996) e Sahin e Hall (1996) concluem que a mudança no montante anual escoado ($\text{mm}\cdot\text{ano}^{-1}$) depende de no mínimo 20% de supressão vegetal da área total da bacia. Entretanto, esse valor pode ser variável dependendo da temperatura e precipitação na área de drenagem, ensejo em que os autores verificaram mudanças nas vazões empregando tratamento em apenas 15% na área de drenagem em algumas bacias. Tais situações não são verificadas nos cenários IBGE00, IBGE10 e IBGE14, onde as ocorrências de florestamento e supressão vegetal culminam em no máximo 6 a 7% das áreas florestadas.

Embora as mudanças no volume escoado em bacias com menos de 20% de sua área tratada não sejam facilmente detectadas, é importante prevê-las de antemão com base em aspectos de mudança territorial (BROWN et al., 2005). Na sub-bacia representada por 86470000 foi verificado aumento de 0,3 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de 2010 a 2000 e de 0,2 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de 2014 a 2000 (Figura 25). Assim, conforme comentado anteriormente, muito embora os usos majoritários tenham sido reportados por floresta e pastagem nesses anos houve, aumento gradual da classe urbana no período: de 0,9% em 2000, 1,1% em 2010 e 1,2% em 2014. A crescência da contribuição de áreas urbanizadas e superfícies impermeabilizadas, pode-se atribuir influência nos valores de vazão média de longo prazo, bem como aumento das áreas agricultáveis. Na Tabela 21 são listadas vazões calculadas aos cenários.

Tabela 21. Comparativo de vazões médias calculadas nas estações 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 segundo os cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10 e IBGE14.

Estações	Porcentagem de vazões comparadas ao cenário controle (%)			
	IBGE00	IBGE07	IBGE10	IBGE14
86470000	99,8	100,9	100,0	100,0
86510000	100,1	101,4	100,2	100,2
86560000	99,9	100,1	100,0	99,9
86720000	99,9	101,1	100,0	100,0
Estações	Porcentagem de vazões comparadas ao cenário anterior (%)			
	IBGE00	IBGE07	IBGE10	IBGE14
86470000	100,0	101,1	99,1	100,0
86510000	100,0	101,3	98,8	100,0
86560000	100,0	100,2	99,9	100,0
86720000	100,0	101,2	99,0	100,0

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

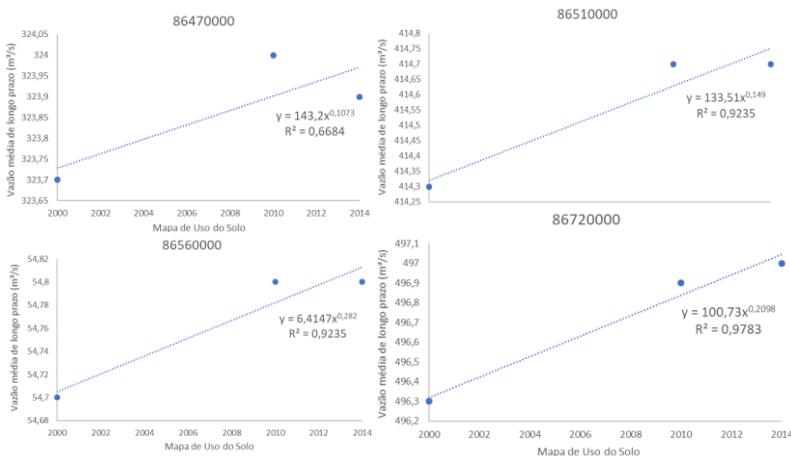
No caso da área de drenagem em 86510000, foi também verificado o aumento gradual da classe urbana, com 1,0% em 2000, 1,2% em 2010 e 1,3% em 2014. Verificou-se também aumento de pastagens em cerca de 3,0% de 2000 a 2014 e redução de 6,1% de florestas no mesmo período. A essas alterações pode ser atribuído o aumento das vazões médias de longo período em 0,4 $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ (Figura 25) e em 1 $\text{mm} \cdot \text{ano}^{-1}$.

Já para a sub-bacia representada por 86560000, foi reportado desmatamento das áreas florestadas, com redução em torno de 5,0% da classe de florestas. Em contrapartida, houve

aumento das áreas agricultáveis e de ocupação urbana de 2000 a 2014. Essas mudanças não resultaram em grandes alterações nos valores de vazão, sendo reportadas mudanças de apenas $0,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ no período e de 1 mm anual do total escoado.

Na sub-bacia 8672000 foi detectado aumento das áreas de agricultura, de pastagens e de ocupação urbana e redução de cerca de 6,0% das áreas de florestas. A essas alterações pode-se atrelar o aumento de $0,7 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ nos valores de vazão para o período (Figura 25) e de $1 \text{ mm} \cdot \text{ano}^{-1}$ para o total escoado.

Figura 25. Variação de vazão calculada nas estações 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 segundo os cenários IBGE00, IBGE10 e IBGE14.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Quanto ao cenário IBGE92 (Figura 26) verifica-se a maior influência de áreas florestadas na redução dos valores de vazão e de escoamento anual. Por se tratar de um cenário com maior aporte de vegetação natural (florestas e pastagens), resultou em valores grandes reduções de escoamento anual e de vazão. Foram reportadas reduções de vazão média de $17,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ em 86470000; $23,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ em 86510000; $5,3 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ em 86560000; e de $29,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ em 86720000. Ademais, o total anual escoado foi de 5,4% menor em 86470000; 5,6% menor em 86510000; 9,6% menor em 86560000; e 6,0% menor em 86720000. Esses valores condizem com o conteúdo revisado por Bosch e Hewlett (1982) e Brown et al. (2005), que estimaram valores de mudança

de escoamento por alterações de cobertura vegetal. Segundo os autores, há cerca 40 mm de mudança anual escoada a cada 10% de mudança em florestas de coníferas e de eucaliptos, aproximadamente 25 mm.ano⁻¹ para cada 10% de mudanças em florestas de folhas caducas e cerca de 10 mm anuais para cada 10% de mudanças em campos e pastagens. Valores similares foram também reportados por estudos recentes, como os de Lei e Zhu (2018), Guzha et al. (2018), Gashaw et al. (2018); Shang et al. (2018) e Falcucci et al. (2007).

Em IBGE07 foi reportado aumento nos valores de vazão de 0,2 m³.s⁻¹ em 86470000, 4,5 m³.s⁻¹ em 86510000, 0,5 m³.s⁻¹ em 86560000 e 7,0 m³.s⁻¹ em 86720000. Já o total anual escoado teve acréscimos de 0,1% em 86470000, 1,1% em 86510000, 0,9% em 86560000 e 1,3% em 86720000. Tais valores são também condizentes com supracitados pelas revisões de Bosch e Hewlett (1982) e Brown et al. (2005), segundo as mudanças de áreas vegetadas nas sub-bacias. É possível que o acréscimo no total escoado anualmente se relacione com a maior influência de classes de uso agrícola nesse cenário. Aqui foi reportada uma maior resposta à eventos de precipitação, principalmente em 86510000, 86560000 e 86720000, com acréscimos de 9 mm.ano⁻¹, 8 mm.ano⁻¹ e 11 mm.ano⁻¹, respectivamente. Os demais cenários de uso e ocupação do solo são apresentados no ANEXO 4.

Embora os resultados obtidos para vazões médias de longo prazo não indiquem que a reorganização territorial na bacia tenha corroborado para tal, a avaliação de outro indicador hidrológico possibilita traçar uma análise distinta da preliminar. Assim, foram determinadas as vazões mínimas, com vias a contextualizar esse diagnóstico prévio e elucidar a contribuição dos cenários. De maneira geral, observou-se maior impacto nos cenários IBGE00 e IBGE07, onde o aumento nas vazões mínimas deu-se em até 19-20% quando comparado ao cenário IBGE92 e Controle. Já quando avaliados temporalmente os cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10 e IBGE14, a vazão mínima assume valores menores em até 5%, principalmente no cenário IBGE10 em relação aos anteriores. Na Tabela 22 são apresentados valores temporais de vazão mínima segundo os cenários.

Tabela 22. Comparativo de vazões mínimas calculadas nas estações 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 segundo os cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10 e IBGE14.

Estações	Vazões mínimas comparadas ao cenário anterior (m ³ /s)			
	IBGE00	IBGE07	IBGE10	IBGE14
86470000	58,1	58,5	58,1	57,6
86510000	71,0	72,9	72,1	72,1
86560000	6,4	6,5	6,4	6,4
86720000	73,9	76,5	73,0	72,8

Estações	Vazões mínimas comparadas ao cenário anterior (%)			
	IBGE00	IBGE07	IBGE10	IBGE14
86470000	100,0	100,8	99,2	99,2
86510000	100,0	102,6	98,9	100,0
86560000	100,0	101,7	98,3	100,0
86720000	100,0	103,6	95,3	99,7

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

Nos cenários IBGE07 e IBGE10 é possível identificar maior interferência nos valores de vazão mínima, principalmente no que tange à sub-bacia 8672000. Como já mencionado, nessa região houve aumento das áreas de agricultura, pastagens e redução de áreas de florestas em até 6,0% de 2000 a 2010. Esses fatores podem estar atrelados ao comportamento de aumento nas vazões mínimas em 3,6% em IBGE07 e de redução em 4,7% IBGE10. Já quando avaliado o cenário IBGE92 em conjunto com os demais, é possível destacar a influência de áreas florestadas e de pastagem neste indicador hidrológico. Esse cenário abrange classes de água, agricultura, pastagem e floresta, em ordem crescente de importância. A Tabela 23 apresenta a inserção deste frente aos demais.

Tabela 23. Comparativo de vazões mínimas calculadas nas estações 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 segundo os cenários IBGE92, IBGE00, IBGE07, IBGE10 e IBGE14.

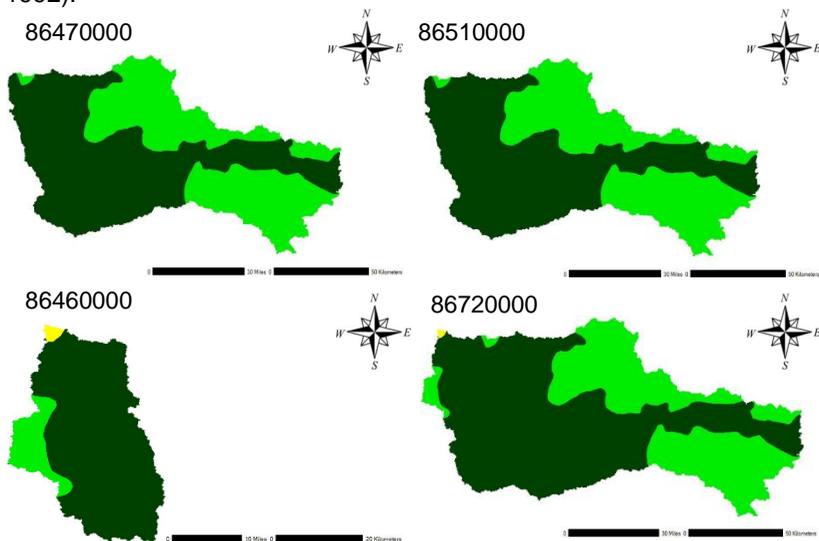
Estações	Vazões mínimas comparadas ao cenário anterior (m ³ /s)				
	IBGE92	IBGE00	IBGE07	IBGE10	IBGE14
86470000	100,0	117,5	100,8	99,2	99,2
86510000	100,0	116,9	102,6	98,9	100,0
86560000	100,0	116,9	101,7	98,3	100,0
86720000	100,0	119,5	103,6	95,3	99,7

Fonte: Elaborado pelo autor (2019).

É possível verificar que há um grande aumento nos valores de vazão mínima no cenário subsequente ao inicial (IBGE92),

porque os demais cenários (IBGE00, IBGE07, IBGE10 e IBGE14) englobam ampla variedade de classes não observadas em IBGE92, o qual representa maior conservação e presença de áreas florestadas.

Figura 26. Representação das classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias avaliadas para os cenários IBGE92 (IBGE, 1992).

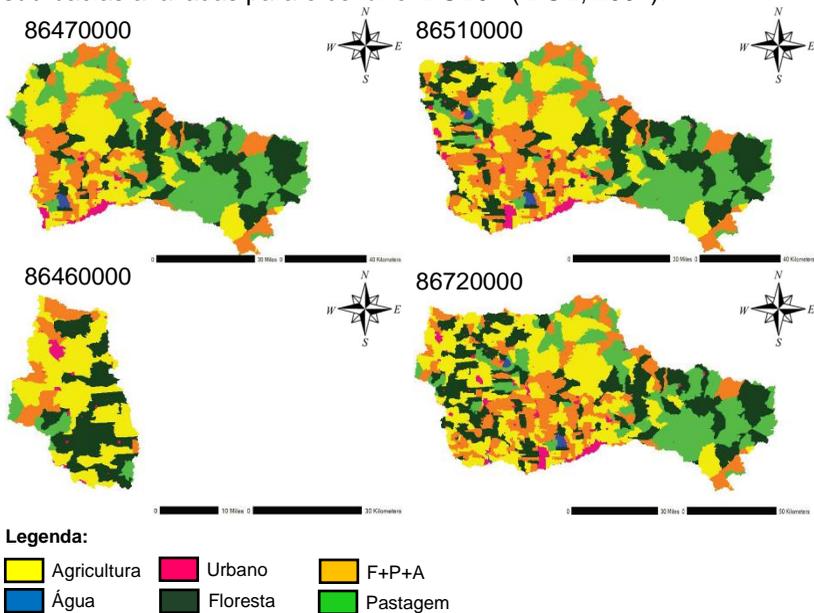


Legenda:

Agricultura Floresta Pastagem

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 27. Representação das classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias avaliadas para o cenário IBGE07 (IBGE, 2007).



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Frente ao apresentado cabe sumarizar os seguintes comentários, inerentes à cada sub-bacia avaliada:

- ◆ 86470000 (Ponte do rio das Antas): a maior variação de usos do solo nesta sub-bacia deu-se pelas classes Pastagem e Floresta. Atenta-se para a crescente ocupação de áreas de pastagem de 2000 a 2014, com aumento de cerca de 14% para o período. Já a variação de vazões deu-se em decréscimo ao cenário controle nos anos de 2000, 2010 e 2014, o que pode estar atrelado aos maiores valores das classes Pastagem e Floresta nesses anos, sendo que em 2007 foram observados valores menores em 10,1% e 15,5%, respectivamente, para essas classes, em comparação ao ano de 2000;
- ◆ 86510000 (Muçum): a classe de maior variação foi Floresta, com redução subsequente de 21,3% em 2007, aumento de 22,2% em 2010 e novamente redução, em 7,0% em 2014. O acréscimo maior de vazões deu-se no ano de 2007, quando a classe Agricultura assumiu composição majoritária dentre os

usos solo. Nos demais anos, os usos majoritários são Floresta e Pastagem, respectivamente;

- ◆ 86560000 (Linha Colombo): a classe Agricultura assumiu composição majoritária de 2007 a 2014. Em especial em 2007, com a redução das áreas de Floresta, a diferença entre essas classes foram de 10,9%. Tal qual na estação Muçum, o acréscimo de vazão deu-se em 2007, quando o uso por Agricultura assumiu contribuição maior em 4,8% em relação ao ano anterior, 2000;
- ◆ 86720000 (Encantado): a classe de maior variação foi Floresta, sendo que, em comparação ao ano anterior, a redução de áreas contabilizou 22,2% em 2007, aumento de 22,8% em 2010 e, novamente redução, em 6,6% em 2014. O acréscimo maior de vazões deu-se no ano de 2007, quando a classe Agricultura assumiu composição majoritária dentre os usos solo, havendo o citado decréscimo de áreas de Floresta e, em 4,7%, das áreas de Pastagem.

5.4 VERIFICAÇÃO DE HIPÓTESES

Dentre as hipóteses inicialmente investigadas de alterações nos valores de vazão decorridos da reorganização territorial na bacia Taquari-Antas, mais especificamente de mudanças no uso e ocupação do solo, foi verificada confirmação parcial. Os cenários IBGE00, IBGE10 e IBGE14 mostraram não indicar grandes mudanças nos valores de vazão e de escoamento superficial anual para as sub-bacias avaliadas. Nesse contexto, é prudente inferir que não houve latente reorganização das classes de uso e ocupação do solo no período investigado por estes cenários (2000 a 2014). Entretanto, é igualmente importante traçar alguns comentários acerca das limitações do modelo e resultados obtidos.

A modelagem hidrológica proposta não considerou os diferentes tipos de cultivo agrícola ocorrentes na bacia oriundos das bases do IBGE, ao passo que lavouras de cultivo anual, temporário, sazonal ou outros foram agrupadas na classe "Agricultura". Sendo assim, a inserção dessa classe foi mediada por parâmetros hidrológicos calibráveis e fixos comuns à classe. Ao passo que, ao se empregar bases de uso e ocupação do solo mais minuciosas, esses parâmetros devem admitir valores

distintos para os diferentes tipos de cultivo (arroz, soja, milho, frutíferas etc.). Além da dificuldade de obtenção de dados tão minuciosos, o modelo impõe restrições quanto ao número de URHs a serem utilizadas. O limite de 12 URHs na modelagem torna inexequível a distinção dessas subclasses agrícolas, já que a combinação de um tipo de uso agrícola com um tipo de solo acaba, na maioria das vezes, por gerar dois URHs. Por exemplo: a combinação do uso para cultivo de frutíferas em solos profundos e em solos rasos.

No que se refere ao período empregue pelas bases do “Mapa de Uso do Solo do Brasil”, as mudanças de uso e suas implicações nas vazões nos cenários IBGE00, IBGE10 e IBGE14, talvez fossem mais facilmente detectadas em comparação a uma base mais antiga de dados. Entretanto, a disponibilidade de bases dessa natureza é escassa e com dados menos confiáveis.

Nos cenários IBGE92 e IBGE07 foram identificadas mudanças de vazões que remetem, respectivamente, a cenários mais vegetados (formações florestais diversas) e mais detalhistas. No primeiro, porque a base de dados do IBGE (1992) apresenta contribuição majoritária de formações florestais e pastagens, não havendo distinção em subcategorias florestais no modelo, além de não englobar a classe de ocupação urbana. Já no caso do “Censo Agropecuário” (cenário IBGE07), observa-se a existência de maior detalhamento dos dados empregues nesse levantamento. Por exemplo, a sua metodologia esmiúça os “Sistemas Agroflorestais” que, por sua vez, são definidos como: “áreas de mato ralo, caatinga, cerrado, capoeirão etc., aproveitadas para pastoreio de animais; e áreas com espécies florestais variadas (árvores e palmáceas) usadas para lavoura e criação de animais.” (IBGE, 2007). Anteriormente essas áreas eram definidas como “Pastagens Naturais”. Dessa forma, o melhor detalhamento dos dados apresentados por esse Censo possibilitou a reclassificação numa classe mista, denominada “Floresta + Pastagens + Agricultura”, também empregue no cenário controle.

6 CONCLUSÃO

Frente ao objetivo geral da pesquisa, sumariza-se que houve poucas mudanças nos cenários investigados que de fato se traduzissem em alterações de vazão média. Dentre os cenários avaliados, IBGE00, IBGE10 e IBGE14 não resultaram em grandes mudanças neste indicador hidrológico, apontando para hipóteses de que a ocupação do território no período investigado por esses cenários (2000 a 2014) não foi significativa a ponto de interferir nas vazões. Entretanto, os impactos ficam mais evidentes quando simulado um cenário como IBGE92 (IBGE, 1992), onde a maior cobertura vegetal implica em valores menores em 5,3% comparado ao cenário IBGE00 (IBGE, 2000), em 5,5% comparado ao IBGE07 (IBGE, 2007) e 5,4%, em comparação aos cenários IBGE10 (IBGE, 2010), IBGE14 (IBGE, 2014) e CONTROLE (Controle). Quando avaliadas as vazões mínimas no período supracitado, ficam mais evidentes os impactos oriundos de atividades agrossilvopastoris e supressão vegetal (florestas) nas sub-bacias triadas.

Empregando IBGE92 como cenário inicial de avaliação, verifica-se que o aumento nessas vazões é de 16,8% a 19,5%. Já no cenário subsequente (IBGE00), reiterando a importância da cobertura vegetal como regulador das vazões nas bacias. Já avaliando-se temporalmente de IBGE00 a IBGE14, observa-se que as alterações de vazão mínima se dão em menor escala (em até 5%).

Como fatores intervenientes no processo podem ser apontadas as limitações do modelo em discretizar classes de cultivo, silvicultura e outros usos específicos, com parâmetros hidrológicos mais fidedignos à realidade. Assim, conforme comentado anteriormente, houve integração das culturas na classe comum "Agricultura", sejam elas anuais, temporárias, sazonais e outras. Esse aspecto é também observado nas classes "Florestas", tendo-se que a ocupação representada por silviculturas, florestas plantadas, nativas e outras foi adotada em classe comum. Há que se considerar também a dificuldade de obtenção de parâmetros hidrológicos calibráveis e fixos comuns às subclasses para inserção na modelagem além do limite de 12 URHs. Especialmente nesse último caso, visto que a combinação de classes agrícolas e usos de solo acabaria por extrapolar o

referido limite, tornando inexecuível a distinção em questão e, portanto, generalista ou pouco fidedigna aos parâmetros hidrológicos reais.

Quanto às tendências estatísticas em alterações de vazões, verifica-se que, embora as mudanças obtidas via modelo não tenham sido significativas, a triagem de estações avaliada por Mann-Kendall e Pettitt foi satisfatória. Dente as estações avaliadas, apenas o cenário da Linha Colombo (86560000) não resultou em alterações de vazão na totalidade dos cenários avaliados. A estação Encantado (86720000) resultou em acréscimo de vazão nos cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14, identificado pelo período de (2000 a 2014). Já Ponte do rio das Antas (86470000) apresentou decréscimo em IBGE00, acréscimo em IBGE07 e, novamente, decréscimo em IBGE10 e IBGE14. Enquanto Muçum (86510000) apresentou decréscimo de IBGE00 e acréscimo no período de 2007 a 2014 (IBGE07, IBGE10 e IBGE14).

O maior proveito oriundo da modelagem hidrológica disse respeito à análise de sensibilidade conduzida de forma indireta e involuntária, visando calibração e resultados. Assim puderam ser identificados e ajustados os parâmetros do modelo que adquirem mais importância na sensibilidade. São eles: Índice de Área Foliar (IAF); Albedo (α); Resistência Superficial (r_s); Resistência Aerodinâmica (r_a), associada ao parâmetro fixo Altura do Dossel; e Coeficiente de Interceptação. Já dentre os calibráveis do modelo, foram identificados como mais sensíveis: o parâmetro de máximo armazenamento do solo (W_m) e o parâmetro inerente à forma da curva de saturação, ou de separação entre o escoamento superficial e a saturação do solo (b).

REFERÊNCIAS

ADINNA, E.N.; ENETE, I.C.; OKOLIE, T. Assessment of urban heat island and possible adaptations in Enugu urban using landsat-ETM. *J. Geogr. Reg. Plan.*, n. 2, v. 2. 2009. p. 030-036.

AGÊNCIA Nacional das Águas (ANA). Divisão hidrográfica nacional. 2008. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em: 08 maio 2016.

AHMAD, I.; TANG, D.; WANG, WANG, T.; WANG, M.; WAGAN, B. Precipitation Trends over Time Using Mann-Kendall and Spearman's rho Tests in Swat River Basin, Pakistan. *Advances in Meteorology*. 2015, p. 15, 2015.

ALBER, A., PIÉGAY, H. Spatial disaggregation and aggregation procedures for characterizing fluvial features at the network-scale: application to the Rhône basin (France). *Geomorphology*, v. 3, n. 125, 2011. pp. 343-360.

ALLEN, R.G.; PEREIRA, L.S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. Technical report, FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization of United Nations, 1998. 300 p.

ANDREÁSSIAN, V. Water and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, n.291, 2004. p. 1-27.

ANEEL. SIGEL - Sistema de Informações Geográficas do Setor Elétrico. Disponível em: <<http://sigel.aneel.gov.br>>. Acesso em: 5 ago. 2016.

AOUADE, G. et al. Combining stable isotopes, Eddy Covariance system and meteorological measurements for partitioning evapotranspiration, of winter wheat, into soil evaporation and plant transpiration in a semi-arid region. *Agricultural Water Management* v. 177, p.181-192, nov. 2016.

AREOLA, M.; FASONA, M. Sensitivity of vegetation to annual rainfall variations over Nigeria. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*. v.10, 2018, p.153-162.

ARMENTERAS, D.; ESPELTA, J. M.; RODRÍGUEZ, N.; RETANA, J. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). *Global Environmental Change*, v. 46, 2017, p.139-147.

ARNOLD, J. G et al. Model use. calibration. and validation. *Transactions of the ASABE*. v.55, n.4, 2012, p.1494-1508.

BACELLAR, Luiz de A. P. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. *Geo.Br*, Ouro Preto, 2005, p.1-39.

BALOGUN, I.A.; BALOGUN, A.A.; ADEYEWA, Z.D. Assessment of urban heat Island and energy demand parameters in Akure, Nigeria. '*J. Meteorol. Rel. Sci.*, v. 6, 2011-2012, p. 15-22.

BATES C.G; HENRY A.G. Forest and stream-flow experiment at Wagon Wheel Gap, Colorado. *Technical report, U.S. Weather Bureau*, Monthly Weather Review Sup, n. 30, 1928.

BAYER, D.M. Efeitos das mudanças de uso da terra no regime hidrológico de bacias de grande escala. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Porto Alegre, 2014. 172 p

BESCHTA, R.L; PYLES, M.R.; SKAUGSET, A.E.; SURFLEET, C.G. Peakflow responses to forest practices in the western cascades of Oregon, USA. *Journal of Hydrology*, n. 233, 2000, p. 102-120.

BEST, A.; ZHANG, L.; MCMAHOM, T.; WESTERN, A; VERTESSY, R. *A critical review of paired catchment studies with reference to seasonal flow and climatic variability*. Australia, CSIRO Land and Water Technical. MDBC Publication, 2003. 56 p. (Technical Report 25/03).

GUIMARÃES, J. L. B. Relação entre a ocupação do solo e o comportamento hidrológico da Bacia Hidrográfica do Rio Pequeno – São José dos Pinhais – PR. Dissertação (Mestrado). Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná (UFPR), 2000.

BORMA, L.S.; DA ROCHA, H.R.; CABRAL, O.M.; VON RANDOW, C.; COLLICCHIO, E.; KURZATKOWSKI, D.; BRUGGER, H.; FREITAS, H.; TANNUS, R.; OLIVEIRA, L.; RENNÃ, C.D.; ARTAXO, P. Atmosphere and hydrological controls of the evapotranspiration over a floodplain forest in the bananal Island region, Amazonia. *Journal of Geophysic*, n. 114, 2009, p. 1-12.

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

BRÉDA, N.J.J. Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies. *J. Exp. Bot.*, n. 54, 2003, p. 2403-2417.

BRONSTERT, A.; NIEHOFF, D.; BÜRGER, G. Effects of climate and land-use change on storm runoff generation: present knowledge and modelling capabilities *Hydrol. Process.*, v.2, n.16, 2002, p. 509-529.

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

BRUIJNZEEL, L.A. *Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review*. IAHS, IHP-UNESCO, ITC, VUA. 1990.

BRUIJNZEEL, L.A. Predicting the hydrological impacts of tropical forest conversion: The need for integrated research. In.: GASH,

J.H.C.; VICTORIA, L. R. (Orgs). *Amazonian Deforestation and Climate*. Chichester, Inglaterra: John Wiley & Co, 1996

BUSHAND, T.A. Some methods for testing the homogeneity of rainfall records. *J Hydrol*, n. 58, 1982, pp. 11-27.

BUNN, S.E.; ARTHINGTON, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environ. Manage.* v. 30, n. 4, 2002, p. 492–507. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>>. Acesso em: Jun. 2017.

BURCH, G. J.; BATH, R. K.; MOORE, I. D.; O'LOUGHLIN, E. M. Comparative hydrological behaviour of forested and cleared catchments in southeastern Australia. *J. Hydrology*, n. 90, 1987, p. 19-42.

CAMORANI, Giorgio; CASTELLARIN, Attilio; BRATH, Armando. Effects of land-use changes on the hydrologic response of reclamation systems. *Physics And Chemistry Of The Earth, Parts A/b/c* [s.l.], v. 30, n. 8-10, 2005, p.561-574. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2005.07.010>>. Acesso em: Jun. 2019.

GHIMIRE, C. P L.; BRUIJNZEEL, A.; LUBCZYNSKI, M. W.; RAVELONA, M.; ZWARTENDIJK, B. W.; VAN MEERVELD, H.J. (Ilja). Measurement and modeling of rainfall interception by two differently aged secondary forests in upland eastern Madagascar. *Journal of Hydrology*, v. 545, 2017, p. 212-225.

CHANG, X.; ZHAO, W.; LIU, Bing; LIU, Hu; HE, Z.; DU, Jun. Can forest water yields be increased with increased precipitation in a Qinghai spruce forest in arid northwestern China?, *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 247, 2017, p. 139-150.

COLLISCHONN, W. Simulação Hidrológica de Grandes Bacias. Tese (Doutorado). Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). 2001.

COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D.G.; SILVA, B.C.; TUCCI, C.E.M. The MGB-IPH model for largescale rainfall-runoff modelling. *Hydrological Sciences Journal*, n. 52, 2007, p. 878-895.

COMPANHIA Estadual de Energia Elétrica; Magna Engenharia. *Relatório Final do Inventário da Bacia do Taquari-Antas*. Porto Alegre: CEEE, 1993.

CONSELHO de Recursos Hídricos Do Estado Do Rio Grande Do Sul; Magna Engenharia. *Avaliação Quali-Quantitativa das Disponibilidades de Água na Bacia Hidrográfica do Sistema Taquari-Antas*. Porto Alegre: CRH/RS, 1997.

COTTER, M.; ASCH, F.; HILGER, T.; RAJAONA, A.; SCHAPPERT, A.; STUERZ, S.; YANG, X. Measuring leaf area index in rubber plantations – a challenge. *Ecological Indicators*. v. 82, 2017, p. 357-366.

DA PAZ, A. R.; COLLISCHONN, W.; RISSO, A.; MENDES, C. A. B. Errors in river lengths derived from raster digital elevation models. *Computers & Geosciences*, v. 34, n. 11, 2008, p.1584-1596.

DALE, J.; ZOU, C. B.; ANDREWS, W. J.; LONG, J. M.; LIANG, Y.; QIAO, L. Climate, water use, and land surface transformation in an irrigation intensive watershed—Streamflow responses from 1950 through 2010. *Agricultural Water Management*. v. 160, 2015, p. 144–152.

DAMÁZIO, J. M.; COSTA, F. S. Stationarity of annual maximum daily streamflow time series in South-East Brazilian rivers. *Cadernos do IME. Série Estatística*, v. 37, p. 29-30, 2014.

DANIELS, E.E.; HUTJES, R.W.A.; LENDERINK, G.; RONDA, R.J.; HOLTSLAG, A.A.M. Land surface feedbacks on spring precipitation in The Netherlands. *J. Hydrometeorol.*, v. 16, 2015, pp. 232-243.

BARROS, C. A. P. de. Comportamento Hidrossedimentológico de

uma Bacia Hidrográfica Rural utilizando técnicas de monitoramento e modelagem. Dissertação (Mestrado). Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), 2012.

DEVIA, Gayathri K.; GANASRI, B.P.; DWARAKISH, G.S. A Review on Hydrological Models. *Aquatic Procedia*, [s.l.], v. 4, 2015, p. 1001-1007.

DIAS, L.C.P.; MACEDO, M.N.; COSTA, M.H.; COE, M.T.; NEILL, C. Effects of land cover change on evapotranspiration and streamflow of small catchments in the upper Xingu river basin, central Brazil. *J. Hydrol.*, v.4 (Parte B), 2015, p. 108-122.

DING, Risheng et al. Partitioning evapotranspiration into soil evaporation and transpiration using a modified dual crop coefficient model in irrigated maize field with ground-mulching. *Agricultural Water Management*, v. 127, set. 2013, p.85-96.

DOUGLAS, E.M.; JACOBS, J.M.; SUMNER, D.M.; RAY, R.L. A comparison of models for estimating potential evapotranspiration for Florida land cover types. *J. Hydrol.*, 373 (3) (2009), pp. 366-376.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. *Bioengenharia: Manejo Biotécnico de Cursos de Água*. Santa Maria: Edição do Autor, 2012. 189 p.

EDWARDS, K.A. The water balance of the Mbeya experimental catchments. *East African Agricultural and Forestry Journal*, v. 1, 1979, p. 231-247.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Rio de Janeiro, 1999. 412 p.

FALCUCCI, A.; MAIORANO, L.; BOITANI, L. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landsc. Ecol.*, v. 22, 2007, p. 617-631.

FAN, F. M.; COLLISCHONN, W.; SORRIBAS, M. V.; PONTES, P. R. M. Sobre o início da rede de drenagem definida a partir dos

modelos digitais de elevação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, 2019, p. 241-257, 2013.

FAN, F. M.; COLLISCHONN, W. Integração do Modelo MGB-IPH com Sistema de Informação Geográfica. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, 2014, p. 243-254.

FEE – Fundação de Economia e Estatística Siegfried Emanuel Heuser. *Índice de Desenvolvimento Socioeconômico (IDESE) – Ano 2015*. Disponível em: <<https://www.fee.rs.gov.br/indicadores/indice-de-desenvolvimento-socioeconomico/>>. Acesso em: 10 maio 2016.

FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler. Qualidade Ambiental - Região Hidrográfica Do Guaíba. Qualidade Das Águas Da Bacia Hidrográfica Do Rio Das Antas e Rio Taquari. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/qualidade_taquari_antas/aquariantas.asp>. Acesso em: 10 maio 2016.

_____. Portaria nº 39, de 12 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e diretrizes gerais, bem como define os estudos ambientais e os procedimentos básicos a serem seguidos no âmbito do licenciamento ambiental de Pequenas Centrais Hidrelétricas - PCHs, e Centrais Geradoras Hidrelétricas - CGHs. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/LEGISLACAO/ARQ/PORTARIA039-2017.PDF>>. Acesso em: 13 jul. 2017.

_____. Diagnóstico Ambiental da Bacia do Rio Taquari-Antas. Disponível em: www.fepam.rs.gov.br/biblioteca/biblioteca.asp. Acesso em: 1 maio 2016.

FERNÁNDEZ-RAGA, M.; PALENCIA, C.; KEESSTRA, S.; JORDÁN, A. Splash erosion: a review with unanswered questions. *Earth Sci. Rev.*, v. 171, 2017, p. 463-477.

FIALA, T.; OUARDA, T.B.M.J.; HLADNÝ, J. Evolution of low flows in the Czech Republic. *J. Hydrol.*, v. 393, 2010, p. 206–218.

FOULON, E; ROUSSEAU, A.N., GAGNON, P. Development of a methodology to assess future trends in low flows at the watershed scale using solely climate data. *Journal of Hydrology*. v. 557. 2017.

FRÉMION, Franck et al. Influence of dams on sediment continuity: A study case of a natural metallic contamination. *Science of the Total Environment*, [s.l.], v. 547, mar. 2016, p.282-294.

GADO, T.A.; NGUYEN, Van-Thanh-Van. An at-site flood estimation method in the context of nonstationarity II. Statistical analysis of floods in Quebec. *Journal of Hydrology*. v. 535, 2016.

GAO, F.; HE, T.; MASEK, J.G.; SHUAI, Y.M.; SCHAAF, C.B.; WANG, Z.S. Angular effects and correction for medium resolution sensors to support crop monitoring IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote. Sens., v. 7, 2014, p. 4480-4489.

GASHAW, T.; TULU, T.; ARGAW, M.; WORQLUL, A. W. Modeling the hydrological impacts of land use/land cover changes in the Andassa watershed, Blue Nile Basin, Ethiopia. *Science of The Total Environment*, v. 619–620, 2018, p. 1394-1408.

GASH, J.H.C.; LLOYD, C.R.; LACHAUD, G. Estimating sparse forest rainfall interception with an analytical model. *J. Hydrol.*, v. 170, n. 1–4, 1995, p. 79-86.

GEDNEY, G.; COX, P. M.; BETTS, R. A.; BOUCHER, O.; HUNTINGFORD, C.; STOTT, P. A. Detection of a direct carbon dioxide effect in continental river runoff records. *Nature*, v.439, 2006, p. 835–837.

GARBIA, S.; SMULLEN, S. T., GILL, L.; JOHNSTON, P.; PILLA, F. Spatially distributed potential evapotranspiration modeling and climate projections. *Science of The Total Environment*. v. 633, 2018, p. 571-592.

GLEICK, P.H. Environmental consequences of hydroelectric development: the role of facility size and type. *Energy*, v. 17, n. 8, 1992, p. 735–747.

GOLROUDBARY, V. R.; ZENG, Y.; MANNAERTS, C. M.; SU, Z. (Bob). Detecting the effect of urban land use on extreme precipitation in the Netherlands. *Weather and Climate Extremes*. v. 17, 2017, p. 36-46.

GOTTSCHALK, L.; BELDRING, S.; ENGELAND, K.; TALLAKSEN, L.; SAELTHUN, N-R; KOLBERG, S.; MOTOVILOV, Y. Regional/mesoscale hydrological modelling: A Scandinavian experience. *Hydrol. Sci. J.* v. 46, n. 3, 2001, p. 1-23.

GRILL, G.; LEHNER, B.; LUMSDON, A.E.; MACDONALD, G.K.; ZARFL, C.; LIERMANN, C.R. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environ. Res. Lett.* v. 10, 2005.

GUPTA, H.V.S.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P.O. Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. *Journal of hydrologic engineering*, v.4, n.2, 1999, p.135-143.

GUZHA, A.C.; RUFINO, M.C.; OKOTH, S.; JACOBS, S.; NÓBREGA, R.L.B. Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa, *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 15, 2018, p. 49-67.

HE, T.; LIANG, S.; WANG, D.; CAO, Y.; GAO, F.; YU, Y.; FENG, M. Evaluating land surface albedo estimation from Landsat MSS, TM, ETM+, and OLI data based on the unified direct estimation approach. *Remote Sensing of Environment*. v. 204, 2018, p. 181-196.

HEJAZI, M.I.; MOGLEN, G.E. Regression-based approach to low flow prediction in the Maryland piedmont region under joint

climate and land use change. *Hydrol Processes*. v. 21, 2007, p. 1793-1801.

HIBBERT, A. R. Forest treatments effects on water yield. International Symposium of Forest Hydrology. Oxford: Pergamon, 1967.

HICKEL, K. The effect of pine afforestation on flow regime in small upland catchments. Masters Thesis, University of Stuttgart, 2001.

HODGKINS, G.A.; DUDLEY, R.W. Changes in the timing of winter–spring streamflows in eastern North America, 1913–2002. *Geophys. Res. Lett.* v. 33, 2006 .

HODNETT, M.G.; OYAMA, M.D.; TOMASELLA, J.; MARQUES FIILHO, O. Comparisons of long term water storage behavior under pasture and forest in three areas of Amazonia, Amazonian deforestation and climate. Wiley.

HORNBECK, J.W. et al. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. *Journal Of Hydrology*, v. 150, n. 2-4, Out. 1993, p.323-344.

HORNE, D.J.; SCOTTER, D.R. The available water holding capacity of soils under pasture. *Agricultural Water Management*. v. 177, 2016, p. 165-171.

HU, F.; LIU, J.; XU, C.; WANG, Z.; LIU, G.; LI, H.; ZHAO, S. Soil internal forces initiate aggregate breakdown and splash erosion. *Geoderma*, v. 320, 2018, p. 43-51.

HUANG, L. et al. Reducing phosphorus runoff and leaching from poultry litter with alum: twenty-year small plot and paired-watershed studies. *J. Environ. Qual.*, v. 45, 2016, p. 1413-1420.

HURK, P.S. van den Bart; TANK, A.K. (Orgs.). EKNMI'14 : Climate Change Scenarios for the 21st Century - a Netherlands Perspective. 2014.

IBGE - EMBRAPA - Mapa de Solos do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2001 - Escala 1:5.000.000.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário. Rio de Janeiro: IBGE, 2007. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra/10867-cobertura-e-uso-da-terra.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 10 set. 2016.

_____. Cobertura e Uso da Terra - RS. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra/10867-cobertura-e-uso-da-terra.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 10 set. 2016.

_____. Mapa de Uso do Solo do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2000. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra/10867-cobertura-e-uso-da-terra.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 10 set. 2016.

_____. Mapa de Uso do Solo do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2010. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra/10867-cobertura-e-uso-da-terra.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 10 set. 2016.

_____. Mapa de Uso do Solo do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 2014. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra/10867-cobertura-e-uso-da-terra.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 10 set. 2016.

_____. Mapa de Vegetação do Brasil. Rio de Janeiro: IBGE, 1992. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias-novoportal/informacoes-ambientais/cobertura-e-uso-da-terra/10867-cobertura-e-uso-da-terra.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 10 set. 2016.

_____. Estudo de Mudanças na Cobertura e Uso da Terra do Brasil [arquivos shapefile]. Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm>. Acesso em: 23 mar. 2017.

_____. Projeto Levantamento e Classificação do Uso da Terra. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv95891.pdf>>. Acesso em: Mar. 2017.

ISLAM, K.; JASHIMUDDIN, M.; NATH, B.; NATH, T. K. Land use classification and change detection by using multi-temporal remotely sensed imagery: The case of Chunati wildlife sanctuary, Bangladesh, The Egyptian. *Journal of Remote Sensing and Space Science*, v. 21, n. 1, 2018, p. 37-47.

JARDIM, P. F. et al. *Manual de exemplo de aplicação do modelo MGB-IPH 2017 utilizando o Iph-Hydro Tools*. Porto Alegre: UFRGS, 2017. 90 p.

Jarvis A., H.I. Reuter, A. Nelson, E. Guevara. Hole-filled seamless SRTM data V4. International Centre for Tropical Agriculture (CIAT). 2008. Disponível em: <<http://srtm.csi.cgiar.org>>. Acesso em: Jun. 2019.

JOHNSON, R.C. Effects of upland afforestation on water resources, The Balquhadder Experiment 1981–1991. Institute of Hydrology, Report No. 116. 1981.

JONES, J.A.; GRANT, G.E. Comment on “Peak flow response to clear-cutting and road in small and large basin, Western Cascades, Oregon: a second opinion” by R.B. Thomas, W.F. Megahan. *Water Resources Research*, v. 26, n.7, 2001, p. 1669-1679.

KALRA, A.; PIECHOTA, T.C.; DAVIES, R.; TOOTLE, G.A. Changes in U.S. streamflow and western U.S. snowpack. *J. Hydrol. Eng.*, ASCE, v. 13, 2008, p. 156–163.

KENDALL, M. G. *Rank correlation measures*. Londres: Charles Griffin, 1975, 220 p.

KHALIQ, M.N.; OUARDA, T.B.M.J.; GACHON, P. Identification of temporal trends in annual and seasonal low flows occurring in Canadian rivers: the effect of short and long-term persistence. *J. Hydrol.*, v.369, 2009, p. 183–197.

KIBLER, K.M.; TULLOS, D.D. Cumulative biophysical impact of small and large hydropower development in Nu River, China. *Water Resour. Res.* v. 49, n. 6, 2013, p. 3104–3118.

KIBRIA, K. N.; AHIABLAME, L.; HAY, C.; DJIRA, G. Streamflow Trends and Responses to Climate Variability and Land Cover Change in South Dakota. *Hydrology*, v.3 n. 1, 2016.

KING, K.; SMILEY, B; BAKER, P.; FAUSEY N. Validation of paired watersheds for assessing conservation practices in the Upper Big Walnut Creek watershed, Ohio. *J. Soil Water Conserv.*, v. 63, 2008, p. 380-395.

KIRBY, C.; NEWSON, M. D.; GILMAN, K (Orgs). Plynlimon research: The first two Decades. Institute of Hydrology, Report No. 109, 1991. *Earth Surface Processes And Landforms*, [s.l.], v. 17, n. 6, set. 1992, p.635-635.

KISHTAWAL, C.M. et al. Urbanization signature in the observed heavy rainfall climatology over India Int. *J. Climatol.*, v. 30, n. 13, 2010, p. 1908-1916.

KOSMOWSKA, A. et al. Effect of deforestation on stream water chemistry in the Skrzyczne massif (the Beskid Slaski Mountains in southern Poland). *Science Of The Total Environment*, v. 568, out. 2016., p.1044-1053.

KOUWEN, N. et al. Grouping Response Units for Distributed Hydrologic Modelling. *Journal of Water Resources Management and Planning*. ASCE, v. 119, n. 3, 1993, p. 289-305.

KUUSINEN, N.; TOMPPONEN, E.; SHUAI, Y.; BERNINGER, F. Effects of forest age on albedo in boreal forests estimated from

MODIS and Landsat albedo retrievals. *Remote Sens. Environ.*, v. 145, 2014, p. 145-153.

LABAT, D.; GODDERIS, Y.; PROBST, J. L.; GUYOT, J. L. Evidence for global runoff increase related to climate warming. *Adv. Water Resour.* v.27, 2004, p. 631–642.

LAL, R. Deforestation of tropical rainforest and hydrological problems. In: LAL, R.; RUSSEL, W. (Orgs.). *Tropical Agricultural Hydrology*. New York: J. Wiley, 1981. P. 131-140.

LAWSON, T.L.; LAL, R.; ODURO-AFRIYE, K. Rainfall Redistribution and microclimatic changes over a cleared watershed. In: LAI, R.; RUSSEL, W. (Orgs.). *Tropical Agricultural Hydrology*, R. New York: J. Wiley, 1981. p. 141-151.

LAZARO, T.R. Nonparametric statistical analysis of annual peak flow data from a recently urbanized watershed. *Water Resour Bull*, v. 12, n. 1, 1976, p. 101-107.

LEGOUT, C.; LEGUEDOIS, S.; LE BISSONNAIS, Y. Aggregate breakdown dynamics under rainfall compared with aggregate stability measurements. *Eur. J. Soil Sci.*, v. 56, n. 2, 2005, p. 225-238.

LEI, C.; ZHU, L. Spatio-temporal variability of land use/land cover change (LULCC) within the Huron River: Effects on stream flows. *Climate Risk Management*, v. 19, 2018, p. 35-47.

LEITE, P.F.; KLEIN, R.M. Vegetação. In: *Geografia do Brasil*. v.2. - Região Sul. Rio de Janeiro: IBGE, 1990.

LI, G.; ZHANG, F.; JING, Y.; LIU, Y.; SUN, G. Response of evapotranspiration to changes in land use and land cover and climate in China during 2001–2013. *Science of The Total Environment*, v. 596–597, 2017, p. 256-265.

LI, W.J.; FANG, H.L. Estimation of direct, diffuse, and total FPARs from Landsat surface reflectance data and ground-based estimates over six FLUXNET sites. *J. Geophys. Res. Biogeosci.*, v.120, 2015, p. 96-112.

LIU, B.; SHAO, M. Estimation of soil water storage using temporal stability in four land uses over 10 years on the Loess Plateau, China. *Journal of Hydrology*, v. 517, 2014, p. 974-984.

MAGILLIGAN, F.J.; NISLOW, K.H.; RENSHAW, C.E. 9.38 Flow Regulation by Dams. *Treatise On Geomorphology*, [s.l.], 2013, p. 794-808.

MAKRIDAKIS, S.; WHEELWRIGHT, S.C.; HYNDMAN, R.J. *Forecasting Methods and Applications*. New York: John Wiley & Sons, 1998.

MANN, H. B. Non-parametric test against trend. *Econometrika*, v. 13, n. 3, 1945, p. 245-259.

MARTÍNEZ-FERNÁNDEZ, V.; SOLANA-GUTIÉRREZ, J.; GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M.; GARCÍA DE JALÓN, D. Automatic procedures for river reach delineation: Univariate and multivariate approaches in a fluvial context. *Geomorphology*, v. 253, 2016, p. 38-47.

MCCULLOCH, J.S.G.; ROBINSON, M. History of forest hydrology. *Journal of Hydrology*, v. 150, 1993, p. 189-216.

MCLEAN, S. Baseflow response to Vegetation change, Glendhu State Forest, Otago, New Zealand. Masters Thesis. 2001

MEHER-HOMJI, V.M. Effects of Forests on Precipitation in India. In: REYNOLDS, E.R.C; THOMPSON, F.B. (Orgs.) *Forests, Climate, and Hydrology: Regional Impacts*. Tokyo: United Nations University, 1988.

MEIN, R.G.; BIENIASZEWSKA-HUNTER, H.; PAPWORTH, M. Land use changes and the hydrologic water balance—Stewarts Creek experimental area. Hydrology and Water Resources Symposium, 18th, 1–3 Feb 1988. Australian National University. National conference publication (Institution of Engineers, Australia); 88/1, 1988, p. 129–134.

MIAO, Q. et al. Modeling water use, transpiration and soil evaporation of spring wheat–maize and spring wheat–sunflower relay intercropping using the dual crop coefficient approach. *Agricultural Water Management*, v. 165, fev. 2016, p.211-229,

MILLY, P. C. D.; BETANCOURT, J.; FALKENMARK, M.; HIRSCH, R. M.; KUNDZEWICZ, Z. W.; LETTENMAIER, D. P.; STOUFFER, R. J. Stationarity is dead: whither water management? *Science*, v. 319, 2008, p. 573–574.

MILLY, P.C.D.; BETANCOURT, J.; FALKENMARK, M.; HIRSCH, R.M.; KUNDZEWICZ, Z.W.; LETTENMAIER, D.P. et al. Stationarity is dead: whither water management? *Science*, v. 319, n. 5863, 2008, p. 573-574.

MINISTÉRIO Público do Rio Grande do Sul. Divisão de Assessoramento Técnico. Estudo acerca da cobertura vegetal e uso do solo nas zonas ciliares dos principais corpos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas. Unidade De Assessoramento Ambiental Geoprocessamento – Bacias Hidrográficas, 2008.

MONTORO, A.; MAÑAS, F.; LÓPEZ-URREA, R. Transpiration and evaporation of grapevine, two components related to irrigation strategy. *Agricultural Water Management*, v. 177, nov. 2006, p.193-200, nov. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2016.07.005>.

MOOLEY, D.A.; PARTHASARATHY, B. Droughts and floods over India in Summer monsoon seasons 1871-1980. In: STREET-PERROT, A. et al. *Variation in Global Water Budget* A. Netherlands: Reidel Dordrecht, 1983. p. 239-252.

MOORE, G. W.; BOND, B. J.; JONES, J. A. A comparison of annual transpiration and productivity in monoculture and mixed-species Douglas-fir and red alder stands. *Forest Ecology and Management* [s.l.], v. 262, n. 12, dez. 2011, p. 2263-2270. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.018>.

MORAES, J. M.; PELLEGRINO, G.; BALLESTER, M. V.; MARTINELLI, L. A.; VICTORIA, R. L. Estudo preliminar da

evolução temporal dos componentes do ciclo hidrológico da bacia do Rio Piracicaba. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 11.; Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa, 2., 1995, Recife. ANAIS. Recife: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1995. p. 27-32.

MOTA, Suetônio. *Gestão Ambiental de Recursos Hídricos*. 3. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2008. 343 p.

MUNDY, S.C., NATHAN, R.J., DAAMEN, C.C., CORNISH, P.M. Development and application of a model to assess the impact of practical plantation forestry on water yields, MODSIM, Volume 1: Natural Systems (Part One). The Australian National University Canberra, Australia, 10–13 Dez. 2001. p. 449–454.

NANDAKUMAR, N., 1993. Analysis of paired catchment data to predict the hydrological effects of land-use changes. PhD Thesis, Monash University, Melbourne, Australia.

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

NEGI, P.S. Pre-eminence of extreme precipitation event over deforestation: A primary cause of Himalayan disaster of June 2013. *International Journal Of Disaster Risk Reduction*, v. 10, dez. 2014, p.392-398. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijdr.2014.09.013>.

NELSON, B.L. *Stochastic Modeling: Analysis and Simulation*. New York: McGraw-Hill Inc., 1995.

NOBRE, C. A.; SELLERS, P. J.; SHUKLA, J. Amazonian deforestation and regional climate change. *J. of. Climate*, v. 4, 1991, p. 957-988.

NOVOTNY, E.V.; STEFAN, H.G. Stream flow in Minnesota: indicator of climate change. *J. Hydrol.* v. 334, 2007, p. 319–333.

OLIVEIRA, M.A.T. Processos erosivos e preservação de áreas de risco a erosão por voçorocas. In: GUERRA, A.J.T.; SILVA, A.S.; BOTELHO, R.G.M. (Org.). *Erosão e conservação dos solos*. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1999. p. 57-94.

PAIVA, R.C.D.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.E.M. Large scale hydrologic and hydrodynamic modelling using limited data and a GIS based approach. *J. Hydrol.*, v. 406, 2011, p. 170-181.

PAIVA, R.C.D. Hidrologia da bacia Amazônica: Compreensão e previsão com base em modelagem hidrológica-hidrodinâmica e sensoriamento remoto. 2012. 167 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012. 2018.

PANDAY, P. K. et al. Deforestation offsets water balance changes due to climate variability in the Xingu River in eastern Amazonia. *Journal Of Hydrology*, v. 523, abr. 2005, p.822-829. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.018>.

PENEREIRO, J. C.; FERREIRA, D. H. L. Testes estatísticos e questões ambientais no ensino de engenharia: uma aplicação em climatologia. *Revista de Ensino de Engenharia*, v. 31, 2012. p. 25-44.

PENEREIRO, J.C.; ORLANDO, D.V. Análises de tendências em séries temporais anuais de dados climáticos e hidrológicos na bacia do rio Parnaíba entre os estados do Maranhão e Piauí/Brasil. *Rev. Geogr. Acadêmica* v.7, n.2, 2013.

PERREAU, L.; HACHÉ, M.; LIVITZKY, M.; BOBÉE, S.B. Detection of changes in precipitation and runoff over eastern Canada and US using a bayesian approach. *Stoch Env Res Risk A*, v. 13, 1999, p. 201-216.

PETTITT, A. N. A non-parametric approach to change point problem. *Appl. Stat.*, London v. 28, n. 2, 1979, p.126-135.

PHOGAT, V. et al. Improving the estimation of evaporation by the FAO-56 dual crop coefficient approach under subsurface drip irrigation. *Agricultural Water Management*, v. 178, dez. 2016,

p.189-200.

Elsevier

BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2016.09.022>.

PONTES, P.R.M.; COLLISCHONN, W.; FAN, F.M.; PAIVA, R.C.D.; BUARQUE, D.C. Modelagem hidrológica e hidráulica de grande escala com propagação inercial de vazões. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 20, n. 4. 2015.

RAWLS, W.J.; AHUJA, L.R.; BRAKENSIEK, D.L.; SHIRMOHAMMADI, A. Infiltration and soil water movement. In: Maidment, D.R. (Org.) *Handbook of Hydrology*. New York: McGraw-Hill, 1993.

REMPEL, C. Aplicação do sensoriamento remoto para determinação da evolução da mata nativa da bacia hidrográfica do Rio Forqueta - RS, entre 1985 e 1995. Dissertação (Mestrado). Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia. Curso de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre-RS, 2000.

RENÖFÄLT, B.M., JANSSON, R., NILSSON, C. Effects of hydropower generation and opportunities for environmental flow management in Swedish riverine ecosystems. *Freshwater Biol.* v. 55, n. 1, 2010, p. 49–67.

RESTREPO, J.D.; KETTNER, A.J.; SYVITSKI, J.P.M. Recent deforestation causes rapid increase in river sediment load in the Colombian Andes. *Anthropocene*. v. 10, jun. 2015, p.13-28. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ancene.2015.09.001>.

ROBINSON, M.; GANNON, B.; SCHUCH, M. A comparison of the hydrology of moorland under natural conditions, agricultural use and forestry. *Hydrological Sciences Journal*, v. 36, n. 6, 1991, p. 565-577.

ROCHA, H.R.; GOULDEN, M.L.; MILLER, S.D.; MENTON, M.C.; PINTO, L.D.V.O.; FREITAS, H.C.; FIGUEIRA, S. Seasonality of water and heat fluxes over a tropical Forest in eastern Amazonia. *Ecological Applications*, v. 14, n.4, 2004, p. 22-32.

RODRIGUES DA SILVA, V. P.; SILVA, M. T.; SINGH, V. P.; DE SOUZA, E. P.; Braga, C. C.; DE HOLANDA, R. M.; Almeida, R. S. R.; DE SOUSA, F. A. S.; Braga, A. C. R. Simulation of stream flow and hydrological response to land-cover changes in a tropical river basin. *CATENA*, v. 162, 2018, p. 166-176.

RODRIGUEZ, D.A. Impactos dos padrões especiais da vegetação nas variáveis atmosféricas e terrestre do ciclo hidrológico, em bacia da floresta Amazônica. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Meteorologia. Instituto de Pesquisas Especiais (INPE), 2011.

ROSIN, C.; AMORIM, R.S.S.; DE MORAIS, T.S.T. Análise de tendências hidrológicas na bacia do rio das Mortes / analysis of hydrological trends in the Rio das Mortes watershed. *Brazilian Journal of Water Resources*. v. 20, n. 4 – out/dez – 2015.

ROUGÉ, C.; GE, Y.; CAI, X. Detecting gradual and abrupt changes in hydrological records. *Advances in Water Resources*. v. 53, 2013, p. 33-44.

RUHOFF, A.L. Sensoriamento remoto aplicado à estimativa da evapotranspiração em biomas tropicais. Tese (Doutorado). Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). 2011.

RUPRECHT, J.K. et al. Early hydrological response to intense forest thinning in southwestern Australia. *Journal Of Hydrology*, v. 127, n. 1-4, out. 1991, p.261-277. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(91\)90118-2](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(91)90118-2).

RUPRECHT, J.K.; SCHOFIELD, N.J. Analysis of streamflow generation following deforestation in southwest Western Australia. *Journal Of Hydrology*, v. 105, jan. 1989, n. 1-2, p.1-17.

SAHIN, V.; HALL, M.J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. *Journal of Hydrology*, v. 178, 1996, p. 293-309.

SALAZAR, A. et al. Deforestation changes land–atmosphere interactions across South American biomes. *Global And Planetary Change*, v. 139, abr. 2016, p.97-108.

SANCHES, F. O.; VERDUM, R.; FISCH, G. Estudo de tendência de chuvas de longo prazo. *Rev. Ambient. Água*, v. 8, n. 3, 2013, p. 214-228.

SANTOS, C.A.; DE LIMA, A.M.M; FARIAS, M.H.C.S.; VENÂNCIO AIRES, U.R.; SERRÃO, E.A.O. Análise estatística da não estacionariedade de séries temporais de vazão máxima anual diária na bacia hidrográfica do rio Pardo. *HOLOS*, v. 7, nov.2016, p. 179-193.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.; FOLEY, J.A.; FOLKE, C.; WALKER, B. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, v. 413, n. 6856, 2001, p. 591-596.

SCHOFIELD, N.J. Hydrological response to vegetation changes and its consequences in Western Australia, Challenges for sustainable development: International Hydrology and Water Resources Symposium, 2–4 Oct 1991, Perth. National Conference Publication (Institution of Engineers, Australia). 1991. p. 386–391.

SCOTT, D.F.; LE MAITRE, D.C.; FAIRBANKS, D.H.K. Forestry and streamflow reductions in South Africa: a reference system for assessing extent and distribution. *Water S.A.*, v. 24, n. 3, 1998, p. 187–200.

SCOTT, D.F.; PRINSLOO, F.W.; MOSES, G.; MEHLOMAKULU, M.; SIMMERS, A.D.A. A re-analysis of the South African afforestation experimental data, Water Research Commission, WRC Report No. 810/1/00, South Africa, 2000.

SEMA - Secretaria Estadual de Meio Ambiente (RS). Relatório Síntese da Atualização do Diagnóstico do Pró-Guaíba – Plano Diretor de Controle e Administração Ambiental da Região Hidrográfica do Guaíba. Dez. 2003.

SERAFINI, R.; CEMIN, G.; SANTOS, G. Mapeamento e análise da mata ripária do rio Taquari-Antas: trecho entre os municípios de Taquari e Bento Gonçalves, Brasil. 10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre-RS, 2016.

SHARDA, V.N.; SAMRAJ, P.; SAMRA, J.S.; LAKSHMANAN, V. Hydrological behaviour of first generation coppiced bluegum plantations in the Nilgiri sub-watersheds. *Journal of Hydrology*, v. 211, n. 1–4, 1998, p. 50–60.

SHARKEY, P.; KILLICK, R. *Nonparametric Methods for Online Changepoint Detection*. Lancaster, UK: Lancaster Univ., 2014.

SHUTTLEWORTH, W.J. *Terrestrial Hydrometeorology*. Wiley-Blackwell. 2012.

SILVA, A.T.; PORTELA, M.M.; NAGHETTINI, M. Nonstationarities in the occurrence rates of flood events in Portuguese watersheds. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* v.16, 2012, p. 241–254.

SILVA, P. M. de O.; MELLO, C. R. de.; SILVA, A. M. da.; COELHO, G. Modelagem da Hidrógrafa de Cheia em uma Bacia Hidrográfica da Região Alto Rio Grande. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.12, n.3, mai.-jun. 2008, p.258-265.

SIQUEIRA, V. A.; FLEISCHMANN, A. S.; JARDIM, P. F. ; FAN, F. M. ; COLLISCHONN, W. . IPHHydro Tools: uma ferramenta open source para determinação de informações topológicas em bacias hidrográficas integrada a um ambiente SIG. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 2016.

SIVAKUMAR, B. Nonlinear dynamics and chaos in hydrologic systems: latest developments and a look forward. *Stoch Env Res Risk A*, v. 23, n. 7, 2008, p. 1027-1036.

SNEYERS, R. *Sur l'analyse statistique des séries d'observations*. Genève: Organisation Météorologique Mondial, 1975. 192 p. (OMM Note Technique, 143).

SPRACKLEN, D.V.; ARNOLD, S.R.; TAYLOR, C.M. Observations of increased tropical rainfall preceded by air passage over forest. *Nature*, v. 489, 2012, p. 282-390.

STAAL, A. et al. Synergistic effects of drought and deforestation on the resilience of the south-eastern Amazon rainforest. *Ecological Complexity*, v. 22, jun. 2015, p.65-75.

STE. Elaboração de Serviços de Consultoria relativo às Fases A e B do Plano de Bacia do Taquari-Antas. Relatório Técnico 1. Rio Grande do Sul, Maio/2011.

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

SUN, G.; ALSTAD, K.; CHEN, J.; CHEN, S.; FORD, C.R.; LIN, G.; LIU, C. ; LU, N.; MCNULTY, S.G.; MIAO H. A general predictive model for estimating monthly ecosystem evapotranspiration. *Ecohydrology*, v. 4, 2011, p. 245-255.

SWANK, W.T., CROSSLEY, J.R. DA. *Forest hydrology and ecology at Coweeta*. New York: Springer-Verlag, 1988.

TAHIRI, A. Z.; ANYOJI, H.; YASUDA, H. Fixed and variable light extinction coefficients for estimating plant transpiration and soil evaporation under irrigated maize. *Agricultural Water Management*, v. 84, n. 1-2, jul. 2006, p.186-192.

TAN, X. Z.; GAN, T. Y. Nonstationary analysis of annual maximum streamflow of Canada. *Journal of Climate*, v. 28, n. 5, 2015.

TEHRANI, M. M. et al. Physiological and yield responses of rainfed grapevine under different supplemental irrigation regimes in Fars province, Iran. *Scientia Horticulturae*, v. 202, abr. 2016, p.133-141.

TER MAAT, H.W.; MOORS, E.J.; HUTJES, R.W.a.; HOLTSLAG, a.a.M.; DOLMAN, A.J. Exploring the impact of land cover and

topography on rainfall maxima in The Netherlands. *J. Hydrometeorol.*, v. 14, 2013, p. 524-542.

THOMAS, R.B., MEGAHAN, W.F. Reply to comment on Peak flow responses to clear-cutting and roads in small and large basins, western Cascades, Oregon: a second opinion. *Water Resources Research*, v. 37, 2001, p. 181–183.

TODINI, E. The ARNO rainfall-runoff model. *Journal of Hydrology*, v. 175, 1996, p. 339-382.

TRAMBOUZE, W; VOLTZ, M. Measurement and modelling of the transpiration of a Mediterranean vineyard. *Agricultural And Forest Meteorology*, v. 107, n. 2, mar. 2001, p.153-166.

TRIMBLE, S.W.; WEIRICH, F.H.; HOAG, B.L. Reforestation and reduction of water yield on the Southern Piedmont since circa 1940. *Water Resources Research*, v. 23, n. 3, 1987, p. 425-437.

TRUDEAU, M.P.; RICHARDSON, M. Empirical assessment of effects of urbanization on event flow hydrology in watersheds of Canada's Great Lakes-St Lawrence basin. *Journal of Hydrology*, v. 541, Part B, 2016, p. 1456-1474.

TUCCI, E.M. Escoamento em rios e reservatórios. In: TUCCI, E.M. *Hidrologia: ciência e aplicação*. Porto Alegre (RS): Editora da UFRGS, 2013. pp. 443-483.

TUCCI, C. E. M. Impactos da variabilidade climática e uso do solo sobre os recursos hídricos. Brasília: Fórum Brasileiro de Mudanças Climáticas, 2002.

TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R.T. Impacto das mudanças de cobertura vegetal no escoamento: Revisão. *Revisão Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 2, n. 1, 1997, p. 135-152.

TYUBEE, B.T.; ANYADIKE, R.N.C. Analysis of Surface Urban Heat Island in Makurdi, Nigeria. 2012. Disponível em: <<http://www.goes-r.gov/downloads/2012-AMS/poster01/296-Tyubee.pdf>>. Acesso em: Jun. 2019.

ULIANA, E. M.; DEMETRIUS, D. S.; ULIANA, E. M.; RODRIGUES, B. S.; CORRÊDO, L. P. Análise de tendência em séries históricas de vazão e precipitação: uso de teste estatístico não paramétrico. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, 2015, p. 82-88.

VANDERHOOF, M.; WILLIAMS, C.A.; SHUAI, Y.; JARVIS, D.; KULAKOWSKI, D.; MASEK J. Albedo-induced radiative forcing from mountain pine beetle outbreaks in forests, south-central Rocky Mountains: magnitude, persistence, and relation to outbreak severity. *Biogeosciences*, v.11, 2014, p. 563-575.

VAN LIEW, M.W.; VEITH, T.L.; BOSCH, D.D.; ARNOLD, J.G. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: A comparison on USDA - ARS watersheds. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 12, n. 17, 2007.

VESCOVI, F.D.; PARK, S.J.; VLEK, P.L. Detection of human-induced land cover changes in a savannah landscape in Ghana: I. Change detection and quantification. In 2nd Workshop of the EARSeL Special Interest Group on Remote Sensing for Developing Countries. Bonn, Germany. 2002.

VEZZOLI, R.; PECORA, S.; ZENONI, E. Data analysis to detect inhomogeneity, change points, trends in observations: an application to Po river discharge extremes. Research Papers Issue RP0138 Technical report. CMCC; 2012.

VIEUX, B. E. Distributed Hydrologic Modelling Using GIS. Water and Science Technology Series, no. 38. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands. 2001.

VILANOVA, M. R. N. Trends in Mean Annual Streamflows in Serra da Mantiqueira Environmental Protection Area. *Braz. arch. biol. technol.* v. 57, n. 6, 2014, p. 1004-1112.

VILLARINI, G., SERINALDI, F., SMITH, J.A., KRAJEWSKI, W.F. On the stationarity of annual flood peaks in the continental United States during the 20th century. *Water Resour. Res.* v. 45, 2009.

VON RADOW, C.; MANZI, A.O.; KRUIJT, B.; DE OLIVEIRA, P.J.; ZANCHI, F.B.; SILVA, R.L.; HODNETT, M.G.; GASH, J.H.C.; ELBERS, J.A.; WATERLOO, M.J.; CARDOSO, F.L.; KABAT, P. Comparative measurements and seasonal variations in energy and carbon Exchange over Forest and pasture in South West Amazonia. *Theoretical and Applied Climatology*, v. 78, n.1-3, 2004, p. 5-26.

VÖRÖSMARTY, S.J.; MOORE, B.; GRACE, A.; PETERSON, B.J.; RSTETTER, R.B.; MELILLO, J. Distributed parameter models to analyze the impact of human disturbance of the surface hydrology of a large tropical drainage basin in southern Africa. In: VAN DE VEN, F.H.M.; GUTNECHT, D.; LOUCKS, D.P.; SALEWICZ, K.A. (Orgs.). *Hydrology for the Water Management of Lange River Basins*. IAHS Publ., 1991.

WATSON, F.G.R.; VERTESSY, R.A.; MCMAHON, T.A.; WATSON, I.S. The hydrologic impacts of forestry on the Maroohdah catchments. CRC for Catchment Hydrology, Technical Report 99/1. Monash University, Victoria, Australia. 1999.

WHITEHEAD, P. G.; ROBINSON, M. Experimental basin studies—an international and historical perspective of forest impacts. *Journal Of Hydrology*, v. 145, n. 3-4, maio 1993, p.217-230.

WIEKENKAMP, I. et al. Changes in measured spatiotemporal patterns of hydrological response after partial deforestation in a headwater catchment. *Journal Of Hydrology* v. 542, nov. 2016, p.648-661.

WILK, J.; ANDERSSON, L.; PLERMKAMON, V. Hydrological impacts of forest conversion to agriculture in a large river basin in northeast Thailand. *Hydrol. Process.*, v. 15, n. 14, 2001, p.2729-2748.

WORQLUL, A. W.; AYANA, E. K.; YEN, H.; JEONG, J.; MACALISTER, C.; TAYLOR, R.; GERIK, T. J.; STEENHUIS, T. S. Evaluating hydrologic responses to soil characteristics using

SWAT model in a paired-watersheds in the Upper Blue Nile Basin. *CATENA*, v. 163, 2018, p. 332-341.

WU, Yuanzhi; HUANG, Mingbin; WARRINGTON, David N. Growth and transpiration of maize and winter wheat in response to water deficits in pots and plots. *Environmental And Experimental Botany*, v. 71, n. 1, abr. 2011, p.65-71.

YUE, S.; WANG, C.Y. Power of the Mann–Whitney test for detecting a shift in median or mean of hydro-meteorological data. *Stoch Env Res Risk A.*, v.16, 2002, p. 307-323.

_____. The influence of autocorrelation on the Mann–Whitney test for detecting a shift in median. *Adv Water Resour*, v. 25, 2002a, p. 325-333.

ZHANG, L.; VERTESSY, R.; WALKER, G.; GILFEDDER, M.; HAIRSINE, P. Afforestation in a catchment context: understanding the impacts on water yield and salinity. Technical report, Industry report 1/07. eWater CRC. Melbourne, Austrália. 2007.

ZHANG, L.; NAN, Z.; YU, W.; ZHAO, Y.; XU, Y. Comparison of baseline period choices for separating climate and land use/land cover change impacts on watershed hydrology using distributed hydrological models. *Science of The Total Environment*. v. 622–623, 2018, p. 1016-1028.

ZHANG, S., LU, X.X., HIGGITT, D.L., CHEN, C.T.A., HAN, J., SUN, H. Recent changes of water discharge and sediment load in the Zhujiang (Pearl River) basin China. *Glob. Planet. Change*, v. 60, 2008, p. 365-380.

ZHANG, W., YAN, Y., ZHENG, J., LI, L., DONG, X., CAI, H. Temporal and spatial variability of annual extreme water level in the Pearl River Delta region China. *Glob. Planet. Change*, v. 69, n. 1, 2009, p. 35-47.

ZHANG, Y. et al. Multi-metric calibration of hydrological model to capture overall flow regimes. *Journal Of Hydrology*, v. 539, ago. 2016, p.525-538.

ZHAO, F.; XU, F.; ZHANG, L. Changes in streamflow regime following vegetation changes from paired catchments. *Hydrological Processes*, v. 26, 2012, p. 1561-1573.

ZHAO, C.; FENG, Z.; CHEN, G. Soil water balance simulation of alfalfa (*Medicago sativa* L.) in the semiarid Chinese Loess Plateau Agric. *Water Manag.*, v. 69, 2004, p. 101-114.

ZHOU, Y.Y.; WENG, Q.H.; GURNEY, K.R.; SHUAI, Y.M.; HU, X.F. Estimation of the relationship between remotely sensed anthropogenic heat discharge and building energy use SPRS J. Photogramm. *Remote Sens.*, v. 67, 2012, p. 65-72.

ZIEMER, R. R. The role of vegetation in the stability of forested slopes. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station Forest Service. (1700 Bayview Dr., Arcata). CA, USA: U.S. Dept. of Agric., 2000.

ZIV, G.; BARAN, E.; NAM, S.; RODRIGUEZ-ITURBE, I.; LEVIN, S. Trading-off fish biodiversity, food security, and hydropower in the Mekong River Basin. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, v. 109, n. 15, 2012.

ANEXO 1. Estações Fluviométricas e Pluviométricas da Bacia Taquari-Antas

A seguir são apresentadas tabelas contendo dados fluviométricos (Tabela 1) e pluviométricos (Tabela 2) produzidas a partir de consulta à base de dados do sistema Hidroweb da Agência Nacional de Águas.

Tabela 1. Estações fluviométricas empregues na modelagem da bacia Taquari-Antas.

Código	Nome	Latitude	Longitude	Área de drenagem (km²)
86100000	Passo do Gabriel	-28,81	-50,50	1.820
86160000	Passo Tainhas	-28,87	-50,46	1.120
86250000	Passo São Bernardo	-28,86	-51,11	6.470
86340000	Ponte Santa Rita	-28,29	-51,27	317
86410000	Passo Barra do Guaiaveira	-28,74	-51,43	2.820
86420000	Ponte do Prata	-28,68	-51,61	317
86460000	Monte Claro	-29,03	-51,52	12.100
86470000	Ponte do rio das Antas	-29,04	-51,57	12.500
86480000	Passo Migliavaca	-28,62	-51,86	1.330
86500000	Passo Carreiro	-28,85	-51,83	1.820
86510000	Muçum	-29,17	-51,87	16.000
86560000	Linha Colombo	-28,91	-51,95	2.030
86580000	Santa Lúcia	-29,12	-51,91	2.470
86700000	Ponte Jacaré	-29,19	-51,92	436
86720000	Encantado	-29,23	-51,86	19.100
86745000	Passo do Coimbra	-29,22	-52,16	791

Fonte: Agência Nacional de Águas (2017).

Tabela 2. Estações pluviométricas empregues na modelagem da bacia Taquari-Antas.

Código	Nome	Latitude	Longitude	Altitude	Responsável
2850001	Bom Jesus	-28,67	-50,44	1.048	INMET
2850002	Capela S. J. Ausentes	-28,73	-50,07	1.150	CPRM
2850005	Criúva	-28,88	-50,98	850	DEPRC
2850007	Passo da Garrafa	-28,93	-50,17	950	CEEE
2850009	Passo Tainhas	-28,87	-50,46	640	CPRM
2850010	Usina Touros	-28,64	-50,29	950	CEEE
2850011	Vacaria	-28,52	-50,95	1.050	INMET
2850012	Bom Jesus (Aparados)	-28,68	-50,38	1.040	ANA
2850013	Korff	-28,77	-51,00	800	DEPRC
2850014	Vacaria – IPAGRO	-28,50	-50,94	955	INMET
2850016	Cazuza Ferreira	-28,94	-50,65	960	CPRM
2850020	M. Alegre dos Campos	-28,68	-50,78	950	CPRM
2850021	São Tomé	-28,92	-50,62	-	MAGNA
2850022	Criuva	-28,87	-50,97	-	MAGNA
2850023	Riachinho	-28,63	-50,71	-	MAGNA
2851001	Vista Alegre	-28,80	-51,78	550	DEPRC
2851002	André da Rocha	-28,63	-51,57	705	DEPRC
2851003	Antônio Prado	-28,85	-51,28	630	CPRM
2851004	Araçá	-28,67	-51,77	560	DEPRC
2851005	Casca 1	-28,55	-51,97	600	CEEE
2851006	Dois Lajeados	-28,98	-51,83	450	DEPRC
2851007	Encruzilhada II	-28,23	-51,55	900	CEEE

2851008	Ituim (entre rios)	-28,55	-51,35	720	CEEE
2851009	Fagundes Varela	-28,88	-51,70	650	CEEE
2851010	Fazenda Roseira	-28,67	-51,13	800	CEEE
2851011	Guaporé	-28,92	-51,90	471	INMET
2851014	Lagoa Vermelha	-28,22	-51,51	842	INMET
2851015	Linha Gomercindo	-28,83	-51,35	710	DEPRC
2851016	Muitos Capões	-28,32	-51,18	955	DEPRC
2851017	Nova Prata	-28,78	-51,62	650	DEPRC
2851018	Nova Roma	-28,98	-51,40	580	DEPRC
2851019	Paráí	-28,60	-51,78	660	DEPRC
2851020	Passo das Pedras	-28,26	-51,86	750	CEEE
2851021	Passo do Prata	-28,88	-51,45	400	CPRM
2851022	Passo Migliavaca	-28,62	-51,87	380	CPRM
2851023	Ponte Santa Rita	-28,29	-51,27	800	ANA
2851024	Prata	-28,76	-51,67	680	CPRM
2851025	São Marcos I	-28,97	-51,07	755	DEPRC
2851026	Segredo	-28,77	-51,37	700	CEEE
2851027	Serafina Correa	-28,70	-51,93	620	CEEE
2851028	Trinta e Cinco	-28,38	-51,83	650	CEEE
2851029	Turvo	-28,40	-51,48	680	DEPRC
2851031	Usina Guaporé	-28,90	-51,95	170	HIDROTÉRMICA
2851032	Usina Saltinho	-28,62	-51,35	550	CEEE
2851033	Veranópolis	-28,93	-51,55	670	DEPRC
2851034	Santa Bárbara	-29,00	-51,72	80	DEPRC
2851035	Casca	-28,57	-51,98	650	DEPRC
2851036	Coxilha Grande	-28,50	-51,93	955	DEPRC
2851037	Cotiporã	-29,00	-51,70	605	DEPRC
2851039	Arroio Mulada	-28,83	-51,00	700	DEPRC
2851041	Veranópolis	-28,97	-51,92	-	INMET
2851042	Veranópolis - IPAGRO	-28,94	-51,55	705	INMET
2851044	Guaporé	-28,84	-51,88	520	CPRM
2851045	PCH Guaporé – Mont.	-28,90	-51,93	-	CPFL-SUL
2851046	PCH Guaporé – Jus.	-28,93	-51,88	-	CPFL-SUL
2851047	PCH Saltinho1 – Mont.	-28,57	-51,28	-	CPFL-SUL
2851048	PCH Saltinho2 – Mont.	-28,60	-51,28	-	CPFL-SUL
2851049	PCH Saltinho – Jus.	-28,65	-51,40	-	CPFL-SUL
2851051	Muitos Capões	-28,32	-51,21	939	CPRM
2851052	N. Senhora de Fátima	-28,46	-51,54	263	CPRM
2851053	Rio Turvo	-28,40	-51,49	-	MAGNA
2851054	Ibiraiaras	-28,38	-51,64	-	MAGNA
2851055	Muitos Capões	-28,32	-51,18	-	MAGNA
2851056	Posto da Ilha – Jus.	-28,93	-51,58	661	DA ILHA
2852001	Ametista	-28,32	-52,05	740	DEPRC
2852002	Armazém	-28,93	-52,58	700	DEPRC
2852003	Arvorezinha	-28,87	-52,18	731	DEPRC
2852004	Auler	-28,80	-52,37	700	CEEE
2852005	Barragem Capigui	-28,35	-52,22	660	CEEE
2852013	Fontoura Xavier	-28,98	52,35	760	DEPRC
2852014	Ilópolis	-28,92	-52,12	650	CEEE
2852016	Marau	-28,45	-52,20	580	CEEE
2852017	Maurício Cardoso	-28,78	-52,17	765	DEPRC
2852021	Usina Passo Fundo	-28,30	-52,05	678	ANA
2852028	Usina Capigui	-28,38	-52,25	590	CEEE
2852031	Vila Três Passos	-28,48	-52,37	510	CEEE
2852039	Coxilha da Taipa	-28,83	-52,33	720	DEPRC
2852041	Linha Torres Gonç.	-28,87	-52,25	705	DEPRC
2852044	Campo Novo	-28,93	-52,33	740	DEPRC
2852045	Soledade	-28,83	-52,33	720	INMET
2852047	Soledade - IPAGRO	-28,83	-52,51	720	INMET
2852051	Guaporé - Montante	-28,83	-52,07	-	ELETROSUL
2852052	Campo do Meio	-28,33	-52,05	750	CPRM

2852053	Soledade	-28,81	-52,51	641	CPRM
2852055	Guaporé	-28,67	-52,09	-	MAGNA
2852056	Camargo	-28,59	-52,19	-	MAGNA
2950002	Arroio da Divisa	-29,30	-50,58	840	ANA
2950003	Azulega	-29,15	-50,67	970	CEEE
2950005	UHE Bugres Bar.	-29,30	-50,57	826	CEEE
2950007	Cambará do Sul	-29,05	-50,15	1.000	CEEE
2950008	Camisas	-29,10	-50,17	970	CEEE
2950011	Cerrito	-29,27	-50,48	910	CEEE
2950014	Fazenda Passo Raso	-29,10	-50,42	920	CEEE
2950019	Lajeado Grande	-29,08	-50,62	900	CEEE
2950020	Morrinhos	-29,38	-50,37	900	CEEE
2950023	Ponte Santa Cruz	-29,35	-50,50	840	CEEE
2950024	Potreiro Novo	-29,42	-50,30	860	CEEE
2950027	Rio dos Carvalhos	-29,39	-50,19	40	CEEE
2950030	Santa Tereza	-29,47	-50,37	840	CEEE
2950032	S. Franc. De Paula	-29,33	-50,52	922	INMET
2950033	Seca	-29,07	-50,97	880	CEEE
2950034	Serra do Pinto	-29,38	-50,18	470	CEEE
2950035	Tainhas	-29,27	-50,30	820	CEEE
2950041	Várzea São João	-29,32	-50,42	950	CEEE
2950046	Ponta do Cerro	-29,28	-50,53	-	SOPRS
2950048	Faxinal dos Pelúcius	-29,05	-50,43	920	CEEE
2950054	Cambará do Sul	-29,05	-50,13	905	INMET
2950056	Mãe dos Homens	-29,25	-50,07	200	EPAGRI
2950057	Faz. Souza - IPAGRO	-29,12	-50,99	760	INMET
2950063	Vila Tainhas	-29,28	-50,31	-	CPRM
2950067	Joá	-29,16	-50,81	-	MAGNA
2951001	Sta. Tereza (Aratinga)	-29,07	-51,72	350	DEPRC
2951003	Bento Gonçalves	-29,15	-51,52	640	INMET
2951004	Bom Retiro do Sul	-29,60	-51,93	50	DEPRC
2951007	Carlos Barbosa	-29,28	-51,48	679	DEPRC
2951008	Caxias do Sul	-29,20	-51,19	760	INMET
2951010	Encantado	-29,24	-51,86	60	CPRM
2951011	Encantado	-29,23	-51,87	148	DEPRC
2951012	Estrela	-29,52	-51,98	198	SOPRS
2951013	Farroupilha	-29,22	-51,32	750	CEEE
2951015	Flores da Cunha	-29,02	-51,17	750	DEPRC
2951016	Garibaldi	-29,25	-51,53	635	DEPRC
2951017	Jansen	-29,13	-51,37	500	CEEE
2951018	Lajeado	-29,47	-51,97	40	ANA
2951019	MonteBelo	-29,17	-51,63	550	CEEE
2951020	Monte Claro	-29,03	-51,52	370	CEEE
2951025	São Jerônimo	-29,95	-51,69	13	ANA
2951026	São Salvador	-29,43	-51,50	486	CEEE
2951030	Taquari	-29,80	-51,82	76	INMET
2951031	Lajeado	-29,47	-51,97	30	DEPRC
2951037	Santa Tereza	-29,17	-51,42	675	SOPRS
2951038	Teutônia	-29,45	-51,80	100	DEPRC
2951039	Barra do Zeferino	-29,10	-51,93	80	DEPRC
2951042	Relvado	-29,12	-52,00	270	DEPRC
2951043	Vila Progresso	-29,25	-52,00	445	DEPRC
2951044	Conventos	-29,43	-52,00	90	DEPRC
2951045	Xaxim	-29,28	-52,00	550	DEPRC
2951046	Vila Sério	-29,38	-52,00	590	DEPRC
2951047	Sete Léguas	-29,35	-52,00	660	DEPRC
2951048	Barra do Dudúlio	-29,17	-52,00	140	DEPRC
2951051	Arr. Faxinal (SAMAE)	-29,08	-51,05	720	CEEE
2951053	Montenegro	-29,73	-51,53	34	INMET
2951058	Taquari - IPAGRO	-29,80	-51,83	76	INMET
2951059	Farroupilha - IPAGRO	-29,24	-51,44	702	INMET

2951060	Mont. – IPAGRO	-29,733	-51,48	34	EMBRAPA
2951063	Lajeado	-29,43	-51,95	66	INMET
2951066	Santo Amaro do Sul	-29,92	-51,92	16	SOPRS
2951067	Charqueadas	-29,98	-51,61	21	CPRM
2951070	Muçum	-29,17	-51,87	240	CPRM
2951076	Arroio Santa Cruz	-29,78	-51,75	-	MAGNA
2951077	Flores da Cunha	-29,02	-51,20	-	MAGNA
2951078	Tabaí	-29,70	-51,72	-	MAGNA
2952001	Barros Cassal	-29,09	-52,59	620	CPRM
2952002	Barros Cassal	-29,08	-52,58	625	DEPRC
2952006	Marques de Souza	-29,31	-52,09	45	DEPRC
2952007	Nova Bréscia	-29,22	-52,02	300	DEPRC
2952012	Santa Cruz do Sul	-29,72	-52,43	53	INMET
2952013	Sinimbu	-29,55	-52,52	80	DEPRC
2952014	Venâncio Aires	-29,60	-52,20	40	DEPRC
2952018	Linha Santa Tereza	-29,03	-52,20	450	DEPRC
2952023	Boa Vista	-29,13	-52,50	520	DEPRC
2952024	Quatro Léguas	-29,25	-52,48	660	DEPRC
2952027	Santa Clara do Sul	-29,47	-52,08	100	DEPRC
2952029	Pouso Novo	-29,17	-52,17	490	DEPRC
2952030	Santa Tereza	-29,17	-52,00	50	DEPRC
2952033	Burro Morto	-29,00	-52,42	720	DEPRC
2952036	Boqueirão do Leão	-29,31	-52,42	501	CPRM
2952037	Deodoro	-29,47	-52,25	420	CPRM
2952038	São João do Herval	-29,04	-52,29	550	CPRM
2952040	Riacho Fão	-29,16	-52,29	-	CERILUZ
2952041	Riacho Castelhanos	-29,64	-52,02	-	MAGNA
2952042	Ponte de Zinco	-29,70	-52,04	-	MAGNA
2952045	São José do Herval	-29,05	-52,29	-	MAGNA
2952047	Monte Alverne	-29,57	-52,33	-	MAGNA
2952048	Vila Verde	-29,79	-52,18	-	MAGNA

Fonte: Agência Nacional de Águas apud STE (2011).

ANEXO 2. Parâmetros Fixos e Calibráveis para os Cenários Modelados

A Tabelas 1 a 4 a seguir listam os parâmetros fixos (de vegetação) enquanto a Tabela 5, os calibráveis (do solo) para os cenários modelados.

Tabela 1. Parâmetros fixos albedo empregue na modelagem da bacia Taquari-Antas.

URH	Albedo											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out.	Nov	Dez
AgrProf ¹	0,20	0,20	0,20	0,21	0,22	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,22	0,21
AgrRas ¹	0,20	0,20	0,20	0,21	0,22	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,22	0,21
Urbano ²	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
FlorProf ¹	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
FlorRas ¹	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13
F+P+AProf ³	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
F+P+ARas ³	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
PastProf ¹	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
PastRas ¹	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
Água ¹	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08

¹ Parâmetros usados nos cenários IBGE92, IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

² Parâmetro usado nos cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

³ Parâmetros usados nos cenários IBGE10 e CONTROLE.

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Tabela 2. Parâmetro fixo Índice de Área Foliar (IAF) empregue na modelagem da bacia Taquari-Antas.

URH	Albedo											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
AgrProf ¹	4,00	4,00	3,00	2,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	3,00
AgrRas ¹	4,00	4,00	3,00	2,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	3,00
Urbano ²	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
FlorProf ¹	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
FlorRas ¹	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00	6,00
F+P+AProf ³	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
F+P+ARas ³	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00	3,00
PastProf ¹	3,00	3,00	2,00	2,00	1,50	1,50	1,50	1,50	2,00	2,00	2,00	3,00
PastRas ¹	3,00	3,00	2,00	2,00	1,50	1,50	1,50	1,50	2,00	2,00	2,00	3,00
Água ¹	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

¹ Parâmetros usados nos cenários IBGE92, IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

² Parâmetro usado nos cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

³ Parâmetros usados nos cenários IBGE10 e CONTROLE.

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Tabela 3. Parâmetro fixo Altura do Dossel empregue na modelagem da bacia Taquari-Antas.

URH	Albedo											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
AgrProf ¹	0,60	0,60	0,10	0,10	0,20	0,30	0,30	0,30	0,10	0,10	0,10	0,30
AgrRas ¹	0,60	0,60	0,10	0,10	0,20	0,30	0,30	0,30	0,10	0,10	0,10	0,30
Urbano ²	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
FlorProf ¹	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
FlorRas ¹	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0
F+P+AProf ³	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
F+P+ARas ³	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
PastProf ¹	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
PastRas ¹	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Água ¹	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10

¹ Parâmetros usados nos cenários IBGE92, IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

² Parâmetro usado nos cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

³ Parâmetros usados nos cenários IBGE10 e CONTROLE.

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Tabela 4. Parâmetro fixo Resistência Superficial empregue na modelagem da bacia Taquari-Antas.

URH	Albedo											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
AgrProf ¹	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	80,0	90,0	80,0	70,0
AgrRas ¹	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	80,0	90,0	80,0	70,0
Urbano ²	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200
FlorProf ¹	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
FlorRas ¹	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
F+P+AProf ³	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0
F+P+ARas ³	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0	85,0
PastProf ¹	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0
PastRas ¹	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0
Água ¹	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

¹ Parâmetros usados nos cenários IBGE92, IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

² Parâmetro usado nos cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

³ Parâmetros usados nos cenários IBGE10 e CONTROLE.

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Tabela 5. Parâmetros calibráveis empregues na modelagem da bacia Taquari-Antas.

URHs	Parâmetros										
	W _m	b	K _{bas}	K _{int}	XL	CAP	W _c	CS	CI	CB	QB
AgrProf ¹	150	0,90	2,80	16,50	0,60	0	0,10				
AgrRas ¹	120	0,40	1,00	6,50	0,60	0	0,10				
Urbano ²	50	1,09	1,10	2,50	0,60	0	0,10				
FlorProf ¹	225	1,55	0,80	19,50	0,60	0	0,10				
FlorRas ¹	290	0,27	0,50	11,50	0,60	0	0,10	14,38	108,5	1138,8	0,01
F+P+AProf ³	210	1,55	0,80	14,50	0,60	0	0,10				
F+P+ARas ³	255	0,27	0,30	7,50	0,60	0	0,10				
PastProf ¹	200	1,55	0,80	11,50	0,60	0	0,10				
PastRas ¹	235	0,27	0,30	6,50	0,60	0	0,10				

Água¹ 0 0,00 0 0 0 0 0

¹ Parâmetros usados nos cenários IBGE92, IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

² Parâmetro usado nos cenários IBGE00, IBGE07, IBGE10, IBGE14 e CONTROLE;

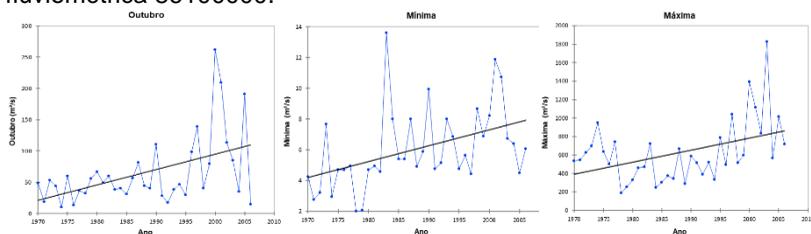
³ Parâmetros usados nos cenários IBGE10 e CONTROLE.

Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

ANEXO 3. Resultados dos Testes de Mann-Kendall e de Pettitt

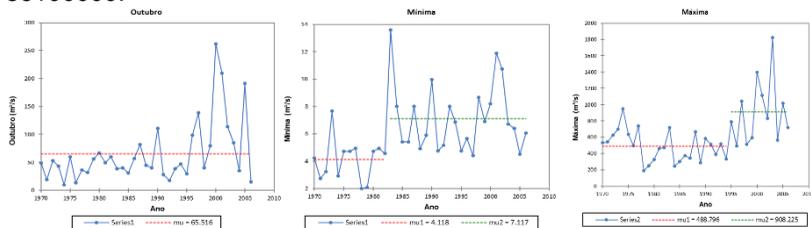
As Figuras 1 a 12 a seguir contém os resultados da análise estatística para as estações em que foram detectadas tendências nas séries de vazão

Figura 1. Resultados do teste de Mann-Kendall para a estação fluviométrica 86100000.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 2. Resultados do teste de Pettitt para a estação fluviométrica 86100000.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 3. Resultados do teste de Mann-Kendall para a estação fluviométrica 86470000.

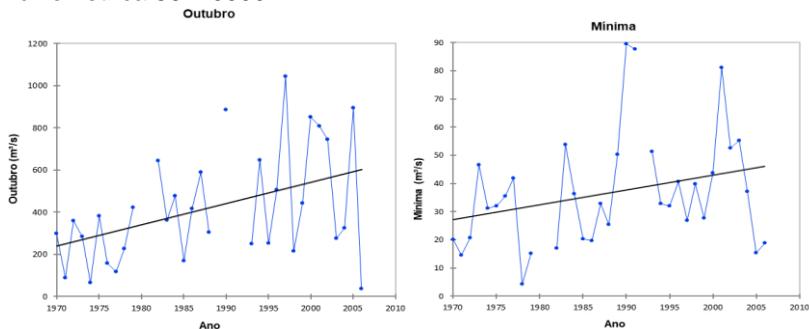
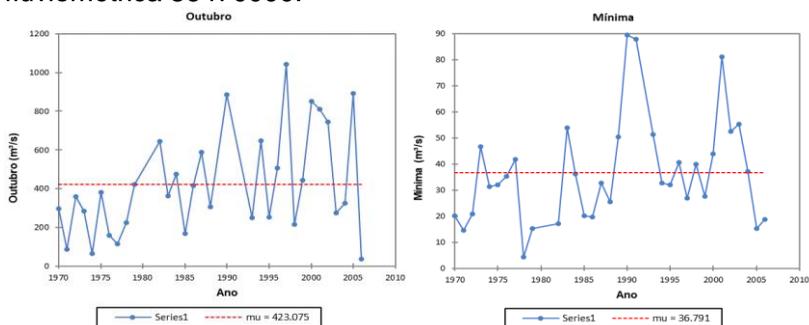
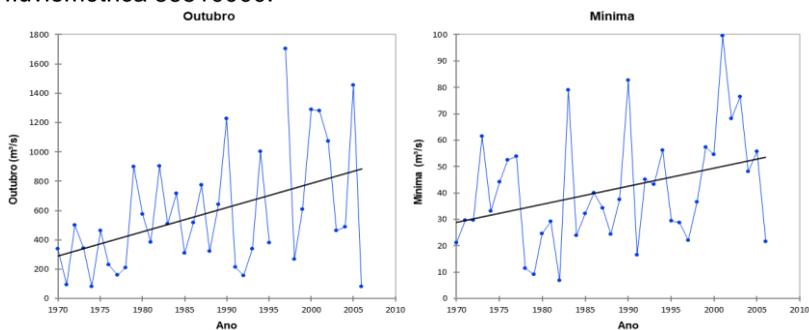


Figura 4. Resultados do teste de Pettitt para a estação fluviométrica 86470000.



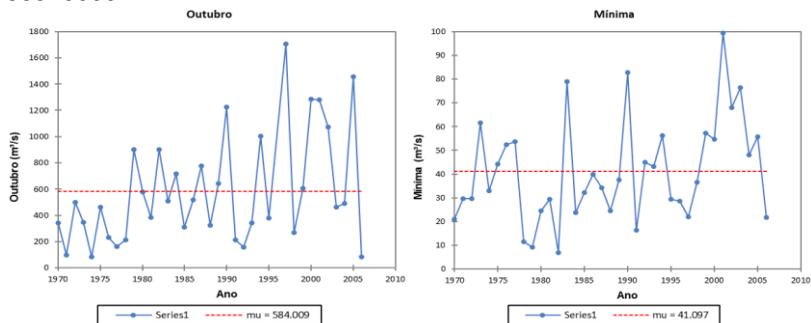
Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 5. Resultados do teste de Mann-Kendall para a estação fluviométrica 86510000.



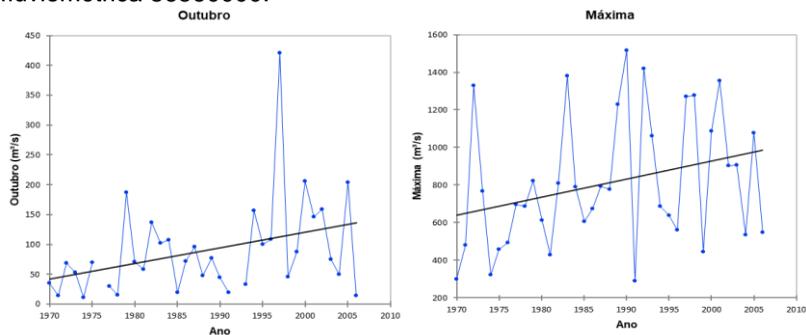
Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 6. Resultados do teste de Pettitt para a estação fluviométrica 86510000.



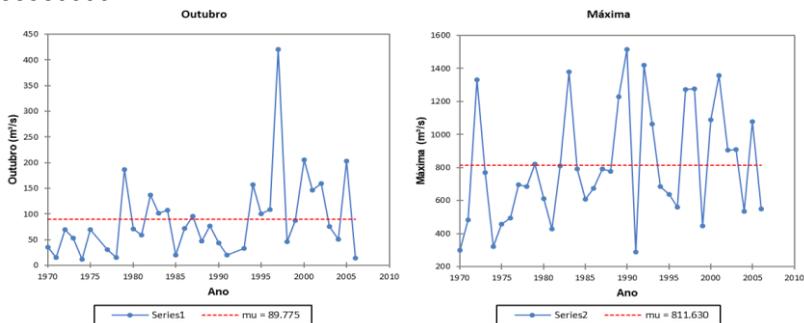
Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 7. Resultados do teste de Mann-Kendall para a estação fluviométrica 86560000.



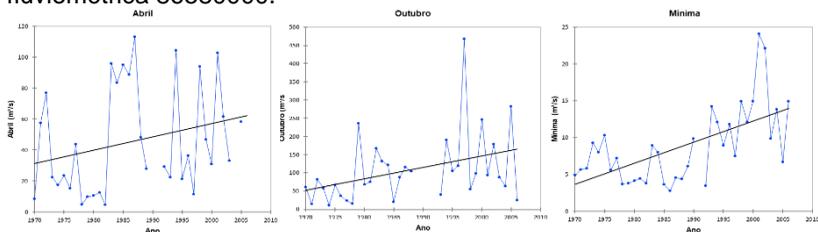
Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 8. Resultados do teste de Pettitt para a estação fluviométrica 86560000.



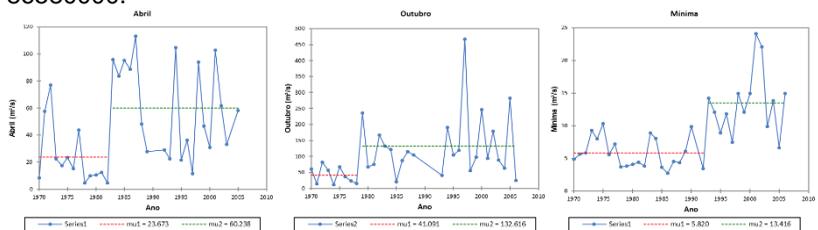
Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 9. Resultados do teste de Mann-Kendall para a estação fluviométrica 86580000.



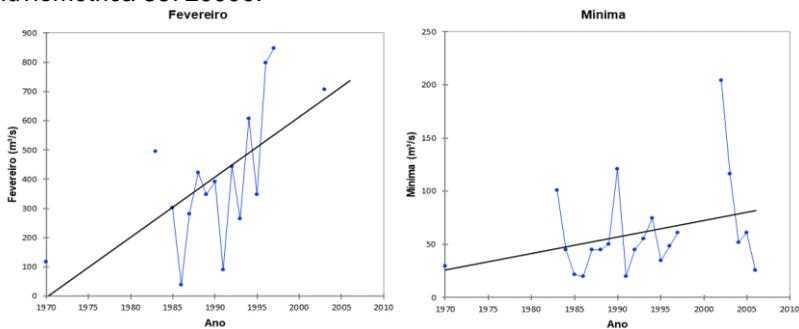
Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 10. Resultados do teste de Pettitt para a estação fluviométrica 86580000.



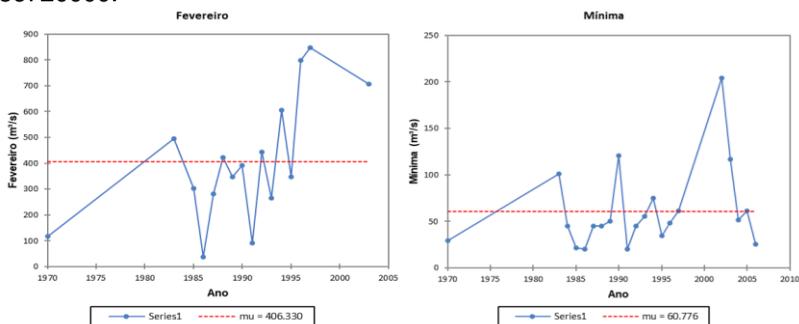
Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

Figura 11. Resultados do teste de Mann-Kendall para a estação fluviométrica 86720000.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 12. Resultados do teste de Pettitt para a estação fluviométrica 86720000.

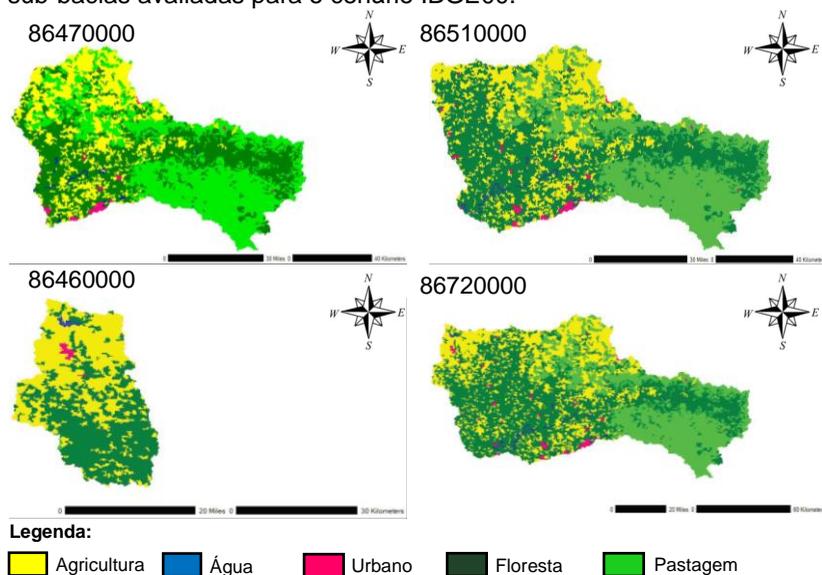


Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

ANEXO 4. Uso e Ocupação do Solo nas Sub-Bacias Avaliadas

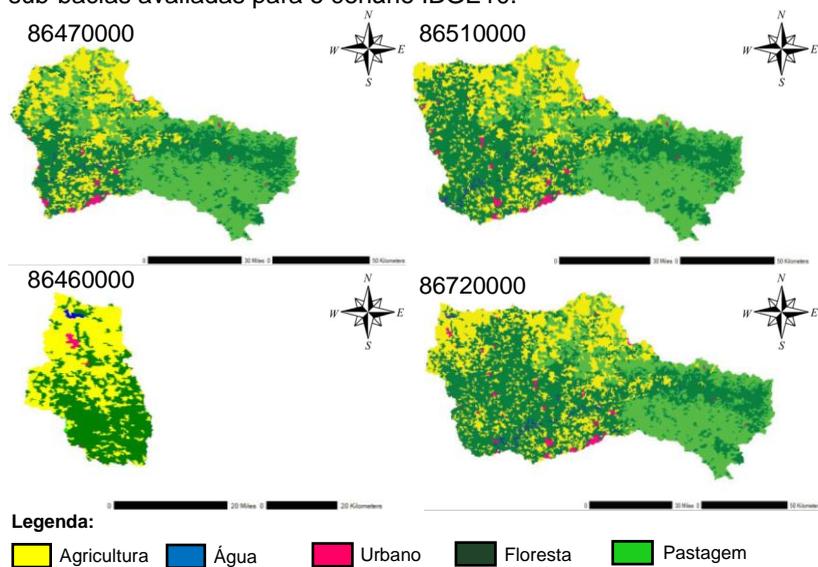
As Figuras 1 a 3 apresentam os diferentes uso e ocupação do solo nas sub-bacias 86470000, 86510000, 86560000 e 86720000 para os cenários IBGE00, IBGE10 e IBGE14.

Figura 1. Representação das classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias avaliadas para o cenário IBGE00.



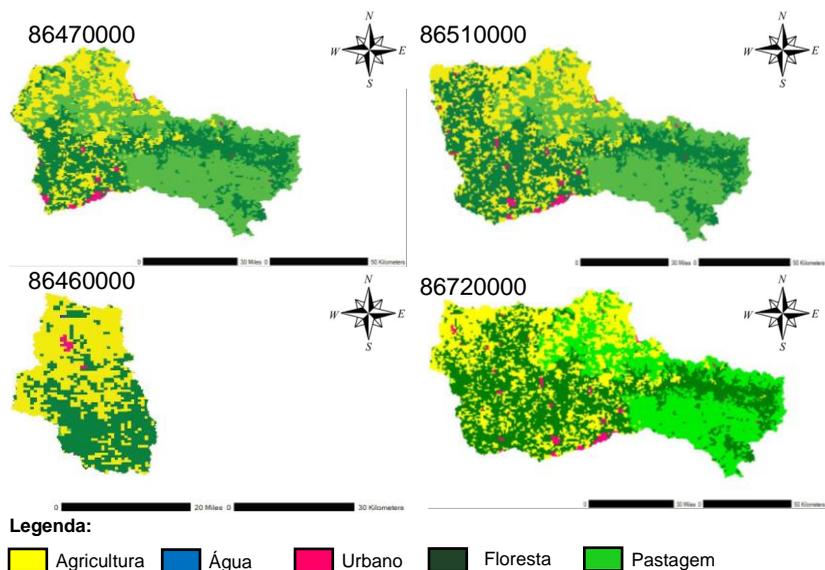
Fonte: Elaborado pelo autor (2017)

Figura 2. Representação das classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias avaliadas para o cenário IBGE10.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).

Figura 3. Representação das classes de uso e ocupação do solo nas sub-bacias avaliadas para o cenário IBGE14.



Fonte: Elaborado pelo autor (2017).