UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Campus de Botucatu

FCA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS
UNESP | BOTUCATU

BRUNA NOGUEIRA REZENDE

APLICAÇÃO DO MODELO WEAP EM CENÁRIOS DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA NA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS BAIXO PARDO/GRANDE

Botucatu

2021

BRUNA NOGUEIRA REZENDE

APLICAÇÃO DO MODELO WEAP EM CENÁRIOS DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA NA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS BAIXO PARDO/GRANDE

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da Unesp Câmpus de Botucatu, para obtenção do título de Mestre em Agronomia (Irrigação e Drenagem).

Orientador(a): Alexandre Barcellos Dalri

Coorientador(a): Edson de Oliveira Vieira

Botucatu

2021

R467a

Rezende, Bruna Nogueira

Aplicação de modelo WEAP em cenários de alocação de água na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Baixo Pardo/Grande / Bruna Nogueira Rezende. -- Botucatu, 2021

75 p. : il., tabs., mapas

Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu

Orientador: Alexandre Barcellos Dalri

Coorientador: Edson de Oliveira Vieira

1. Gestão de recursos hídricos. 2. Modelagem hidrológica. 3. WEAP. 4. Aumento de áreas irrigadas. 5. Cenário de gestão de água. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agronômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Botucatu

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: APLICAÇÃO DO MODELO WEAP EM CENÁRIOS DE ALOCAÇÃO DE ÁGUA NA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS BAIXO PARDO/GRANDE

AUTORA: BRUNA NOGUEIRA REZENDE
ORIENTADOR: ALEXANDRE BARCELLOS DALRI
COORIENTADOR: EDSON DE OLIVEIRA VIEIRA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em AGRONOMIA (IRRIGAÇÃO E DRENAGEM), pela Comissão Examinadora:

Prof. Dr. ALEXANDRE BARCELLOS DALRI (Participaçao Virtual)
Engenharia Rural / Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias de Jaboticabal - UNESP

Prof. Dr. JOAO CARLOS CURY SAAD (Participaçao Virtual)
Engenharia Rural e Socioeconomia / Faculdade de Ciências Agronômicas de Botucatu - UNESP

Prof. Dr. DONIZETI APARECIDO PASTORI NICOLETE (Participaçao Virtual)
Engenharia Civil / Faculdades Integradas de Bauru

Botucatu, 17 de fevereiro de 2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter permitido que mais um sonho se realizasse e por me sustentar todos os momentos dessa caminhada.

Aos meus pais Maria Nívia e José Cirilo, pelo incentivo, amor e por nunca medirem esforços para a realização dos meus sonhos.

A minha irmã Brenda, pela amizade, companheirismo e por todo apoio.

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP/FCA), pela oportunidade de formação acadêmica.

Ao Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos concedida.

Ao professor Alexandre Barcellos Dalri pela orientação, pelos ensinamentos e pela confiança depositada em mim para a realização deste trabalho.

Ao professor Edson de Oliveira Vieira pela coorientação, amizade, confiança, pelos conhecimentos proporcionados, por ter me incentivado a seguir na área acadêmica desde a graduação. Obrigada pelo exemplo.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Irrigação e Drenagem) pela dedicação e os ensinamentos proporcionados, e a Seção Técnica de Pós-Graduação por todo comprometimento profissional.

Ao professor João Carlos Cury Saad e ao Donizeti Nicoleti pela participação na banca examinadora, pela contribuição e conhecimentos proporcionados.

Aos meus amigos pela convivência, amizade e por todo incentivo.

A todas as pessoas que contribuíram diretamente ou indiretamente para a realização deste trabalho.

RESUMO

A água é o recurso primordial para toda a forma de vida, assim como é essencial para a agricultura em muitas regiões do mundo. Os desafios para uma gestão eficiente do uso sustentável da água diante do crescimento populacional estão sendo enfrentados gradualmente, no entanto os países em desenvolvimento encontram dificuldades para lidar com a falta de infraestrutura, aumento da demanda por água, solucionar os problemas de escassez e gerenciar os conflitos entre os usuários de água. A agricultura é o uso da terra dominante na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) Baixo Pardo/Grande, exibindo uma taxa de crescimento expressivo ao longo dos anos para a área cultivada de cana-de-açúcar, ocupando áreas antes utilizadas como pastagens e culturas tradicionais. Analisar a sustentabilidade dos recursos hídricos considerando os cenários futuros é essencial para o planejamento e gestão da água. Modelos hidrológicos como o WEAP (Water
Evaluation and Planning System), auxilia na análise de cenários futuros e permite analisar a disponibilidade de água atual e futura. Deste modo, o objetivo geral deste estudo foi utilizar o modelo WEAP para simular o comportamento hidrológico dos recursos hídricos e analisar a disponibilidade de água em um trecho da UGRHI Baixo Pardo/Grande, no estado de São Paulo, Brasil. Analisou-se as mudanças no uso e cobertura da terra para o período de 1988 a 2019. O modelo foi calibrado (1988-2015) e validado (2016-2019). Cenários futuros foram projetados para o período de 2020 a 2040 considerando o aumento das demandas de água e o aumento de áreas irrigadas. Índices de sustentabilidade foram gerados para cada cenário proposto. Os resultados indicaram que a calha principal do rio Pardo possui boa disponibilidade hídrica para atender as demandas dos setores usuários de água, com a capacidade de conceder novas outorgas.

Palavras-chave: Gestão de recursos hídricos. Modelagem hidrológica. Aumento de áreas irrigadaa. WEAP.

ABSTRACT

Water is the primary resource for all forms of life, as well as essential for agriculture in many regions of the world. The challenges for an efficient management of the sustainable use of water in the face of population growth are gradually being faced, however developing countries find it difficult to deal with the lack of infrastructure, increased demand for water, solve scarcity problems and manage conflicts between water users. Agriculture is the dominant land use in the Baixo Pardo /Grande Water Resources Management Unit (UGRHI), showing a significant growth rate over the years for the sugarcane cultivated area, occupying areas previously used as pasture and traditional cultures. Analyzing the sustainability of water resources considering future scenarios is essential for water planning and management. Hydrological models such as WEAP (Water Evaluation and Planning System), assists in the analysis of future scenarios and allows to analyze the current and future water availability. Thus, the general objective of this study was to use the WEAP model to simulate the hydrological behavior of water resources and to analyze the availability of water in a stretch of the UGRHI Baixo Pardo / Grande, in the state of São Paulo, Brazil. Changes in land use and land cover for the period from 1988 to 2019 were analyzed. The model was calibrated (1988-2015) and validated (2016-2019). Future scenarios were projected for the period from 2020 to 2040 considering the increase in water demands and the increase in irrigated areas. Sustainability indexes were generated for each proposed scenario. The results indicated that the main gutter of the Pardo River has good water availability to meet the demands of the water user sectors, with the ability to grant new grants.

Keywords: Water resources management. Hydrological modeling. Increase in irrigated áreas. WEAP.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL 13

CAPÍTULO 1 - CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO HIDROLÓGICO WEAP PARA A UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS BAIXO PARDO/GRANDE 21

RESUMO 21
ABSTRACT 22
1.1 INTRODUÇÃO 23
1.2 MATERIAL E MÉTODOS 25
1.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 25
1.2.2 CALIBRAÇÃO DO MODELO WEAP 26
1.2.2.1 RAINFALL RUNOFF (SOIL MOISTURE METHOD) 26
1.2.2.2 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO 28
1.2.2.3 DADOS DE ENTRADA DO MODELO WEAP 29
1.2.2.4 DADOS CLIMÁTICOS 31
1.2.2.5 DADOS FLUVIOMÉTRICOS 32
1.2.2.6 USO E COBERTURA DA TERRA 35
1.2.2.7 PARÂMETROS DO SOLO 35
1.2.2.8 PARÂMETROS DA COBERTURA VEGETAL 36
1.2.3 CONSTRUÇÃO DO MODELO 37
1.2.4 DADOS DE DEMANDA PELO USO DA ÁGUA 38
1.2.5 ESTATÍSTICAS DE AJUSTE DO MODELO 43
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 44
1.3.1 USO E COBERTURA DA TERRA 44
1.3.2. CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO WEAP 47
1.4. CONCLUSÃO 53

REFERÊNCIAS 54

CAPÍTULO 2 - APLICABILIDADE DO MODELO WEAP PARA A UGRHI BAIXO PARDO/GRANDE 57

RESUMO 58
ABSTRACT 59
2.1 INTRODUÇÃO 59
2.2 MATERIAL E MÉTODOS 60
2.2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 60
2.2.2 WEAP 62
2.2.3 DEMANDA PELO USO DA ÁGUA 62
2.2.4 DISPONIBILIDADE HÍDRICA 63
2.2.5 SIMULAÇÃO DE CENÁRIOS FUTUROS 63
2.2.6 ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS 64
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 65
2.3.1 DEMANDA DE ÁGUA ATUAL 65

2.3.2 DISPONIBILIDADE HÍDRICA ATUAL 66
2.3.3 ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE 68
2.3.4 DISPONIBILIDADE HÍDRICA FUTURA 69
2.4 CONCLUSÃO 70
REFERÊNCIAS 70
CONSIDERAÇÕES FINAIS 72
REFERÊNCIAS 73

INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente uma das principais preocupações voltadas para a questão hídrica tem sido a disponibilidade, quantidade, qualidade, distribuição, alocação de recursos hídricos limitada e as mudanças climáticas. A água é o recurso primordial para toda a forma de vida, assim como é essencial para a agricultura em muitas regiões do mundo. Os desafios para uma gestão eficiente do uso sustentável da água diante do crescimento populacional estão sendo enfrentados gradualmente, no entanto os países em desenvolvimento encontram dificuldades para lidar com a falta de infraestrutura, aumento da demanda por água, solucionar os problemas de escassez e gerenciar os conflitos entre os usuários de água.

O aumento da concentração populacional nos centros urbanos atrelado ao crescimento de atividades que demandam um grande volume de água, desencadeia uma pressão gradativa nos recursos hídricos. O histórico da evolução do uso da água está associado ao processo de urbanização e desenvolvimento econômico do país. A demanda hídrica no Brasil é crescente, visto que nos últimos vinte anos houve o aumento expressivo de aproximadamente 80% no total retirado de água. Até 2030 é previsto que a retirada aumente 26% (ANA, 2019).

Dentre os setores usuários da água no Brasil, a agricultura irrigada é o principal em relação às vazões de retiradas, correspondendo a 49,8%, seguida do abastecimento humano urbano, industrial, uso animal, termelétricas, abastecimento rural e mineração, com 24,4%, 9,6%, 8,3%, 4,5%,1,7% e 1,7%, respectivamente. Em relação à vazão consumida, a irrigação representa 66,1%, seguida do abastecimento animal, indústria, abastecimento urbano, abastecimento rural, mineração e termelétricas com 11,6%, 9,5%, 9,1%, 2,5%, 0,9% e 0,3%, respectivamente (ANA, 2019).

Embora o país disponha de um potencial hídrico expressivo, inúmeras regiões enfrentam problemas relacionados a variabilidade temporal e espacial das águas, associados à variação pluviométrica e sua sazonalidade. Contudo, as bacias hidrográficas localizadas em áreas com baixa disponibilidade e grande demanda hídrica passam por situações de estresse e escassez de água. Um fator agravante tem sido as mudanças climáticas, que promovem a frequência dos eventos extremos, especialmente secas e inundações, afetando fortemente a economia

brasileira (Brasil, 2006; VIEIRA et. al., 2020). Como exemplo, no ano de 2018 a região hidrográfica do Paraná exibiu comportamentos distintos ao longo do seu território. Na porção inserida no estado de São Paulo, nas bacias dos rios Tietê e Grande, observou-se uma variação de seco a extremamente seco no comportamento climático, registrando as maiores secas na história (ANA, 2019).

Compreender as alterações climáticas associadas aos efeitos das mudanças do uso da terra é primordial para o desenvolvimento sustentável dos recursos hídricos em bacias hidrográficas. Ações que alteram a cobertura do solo sem o devido planejamento, como a substituição de florestas nativas por pastagem, aumento da área plantada, expansão da agricultura irrigada, resultam em alterações dos sistemas naturais e consequentemente no ciclo hidrológico, afetando diretamente a qualidade e quantidade de água disponível em uma bacia (VIEIRA et. al., 2020).

A agricultura é o uso da terra dominante na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI) Baixo Pardo/Grande, exibindo uma taxa de crescimento expressivo ao longo dos anos para a área cultivada de cana-de-açúcar, ocupando áreas antes utilizadas como pastagens e culturas tradicionais. A vegetação natural da bacia foi significativamente alterada por atividades antrópicas, acarretando mudanças consideráveis nas condições das águas superficiais da UGRHI, seja pelo balanço hídrico, seja pela qualidade das águas nas áreas urbanas e a jusante delas. (CBH-BPG, 2008).

Uma vez que as demandas para o uso de água doce continuam a aumentar, faz-se necessário garantir a sustentabilidade desses recursos. Isso é realizado através de estratégias de gestão que utilizam o monitoramento e o uso de modelos hidrológicos. Entretanto, o monitoramento em grandes escalas não é viável e, deste modo, as aplicações dos modelos estão se tornando desafiadoras, em virtude das limitações referentes aos dados disponíveis para o desempenho dos modelos (HERMAN et al., 2018).

Em diversas regiões no Brasil, a disponibilidade de dados hidrometeorológicos com séries temporais longas e confiáveis é escassa, apresentando dados de estações convencionais e automáticas com falhas, seja por falta de medição ou por falha nos equipamentos. A extensão territorial e a dificuldade de acesso às estações de algumas regiões são os principais fatores que configuram

a defasagem nos dados climatológicos e hidrológicos (BIER et al., 2017; MELLO; KHOLS; OLIVEIRA, 2017).

Os impactos

A decadência na infraestrutura de monitoramento tem impactos mais amplos além da perda de medições de vazão: os medidores fomentam os estudos com modelagem hidrológica em que os dados obtidos são utilizados para calibração e ajuste, a fim de garantir que os modelos representem as bacias hidrográficas com a maior precisão possível. A falta de dados significa que as avaliações futuras dos recursos hídricos, crucialmente necessárias, que resultam de modelos bem calibrados e validados em conjunto com os cenários climáticos futuros, terão maior chance de incerteza (GLEASON; WADA; WANG, 2018).

As mudanças na cobertura e uso do solo influenciam as características de escoamento de uma bacia hidrográfica, que por sua vez, afetam a disponibilidade de água superficial e subterrânea da área e, portanto, levam a mudanças adicionais no uso e ocupação do solo. Tal análise pode ser feita com eficácia utilizando modelos de simulação de bacias hidrográficas integrados com o Sistema de Informação Geográfica - SIG (PARR; WANG; BJERKLIE, 2015).

O sensoriamento remoto por satélite pode fornecer uma contribuição valiosa para as previsões hidrológicas devido à sua ampla cobertura e aumento das resoluções espaço-temporais (JIANG; WANG, 2019). No entanto, a precisão das variáveis hidrológicas estimadas pode variar, dependendo do sensor, região, condições atmosféricas e condições locais da superfície (HARTANTO et al., 2017).

As informações de uso e cobertura da terra podem ser interpretadas usando dados de sensoriamento remoto de alta resolução espacial, como imagens Landsat (30 metros), Sentinel 2 (10 metros) e GaoFen-2 (1 metro, 4 metros). Como uma das entradas mais importantes em modelos hidrológicos, os dados de uso e ocupação da terra de alta precisão podem melhorar a simulação do impacto da atividade humana nos ciclos hidrológicos. A evapotranspiração real e a umidade do solo por sensoriamento remoto podem ser utilizadas em conjunto com os modelos hidrológicos (JIANG; WANG, 2019).

Melhores predições hidrológicas podem ser alcançadas utilizando diferentes resultados de simulação do uso de umidade do solo por sensoriamento remoto, evapotranspiração real ou observações de fluxo de água, bem como suas respectivas combinações. As contribuições para as estimativas hidrológicas podem

ser avaliadas e comparadas para buscar um melhor desempenho do modelo (JIANG; WANG, 2019).

Para grandes bacias hidrográficas em estudo no mundo, órgãos de fomento têm apoiado a modelagem hidrológica para gestão e planejamento de recursos hídricos, a partir de duas perspectivas: para informar as decisões relacionadas ao desenvolvimento nacional e redução da pobreza; e para evitar conflitos transfronteiriços, promovendo alocação e acesso equitativos dos recursos hídricos (JOHNSTON; SMAKHTIN, 2014).

Os modelos hidrológicos são representações matemáticas imperfeitas e simplificadas dos processos complexos, dinâmicos e não lineares da transformação chuva-vazão. São ferramentas essenciais para compreender as variáveis hidrológicas passadas e quantificar as mudanças hidrológicas futuras. Eles variam do conceitual ao físico e do agrupado ao distribuído, representando vários níveis de complexidade (PARR; WANG; BJERKLIE, 2015).

Os modelos hidrológicos distribuídos exigem grandes quantidades de dados, informações e parâmetros para representar com precisão a variabilidade espacial dos principais processos hidrológicos. A estimativa de parâmetros é sempre uma tarefa complexa e onerosa, muitas vezes inacessível e, desta forma, os modelos distribuídos têm sido desconsiderados em favor dos modelos concentrados ou semi-distribuídos (FRANCÉS; VÉLEZ; VÉLEZ, 2007). Nesse sentido, o (Water Evaluation and Planning System – WEAP) é um modelo concentrado, que possui uma segmentação espacial realizada com base em sub-bacias, bandas de elevação, Unidades de Resposta Hidrológica (URH) ou Elementos Hidrológicos Urbano (EHU) (SANZANA, et al., 2018).

A gestão integrada dos recursos hídricos (Integrated Water Resouces Management – IWRM) é uma abordagem holística para enfocar os fatores ambientais e socioeconômicos que influenciam a disponibilidade e o abastecimento de água. Em locais onde os recursos hídricos são limitados faz-se indispensável a sua aplicação (FRIESEN et al., 2017). A modelagem dos recursos hídricos contribui na aplicação do IWRM em bacias hidrográficas, e deste modo o WEAP é um modelo de IWRM que integra perfeitamente a hidrologia da bacia, demandas e abastecimento de água (YATES et al., 2005).

O WEAP foi desenvolvido em 1988 pelo *Stockholm Environment Institute* - SEI, na Suécia e se distingue dos demais modelos por ter sua abordagem integrada

para simular sistemas de água e por sua orientação política. Como uma ferramenta de análise de políticas, o modelo avalia uma gama completa de opções de desenvolvimento e gerenciamento de água, e leva em consideração vários usos concorrentes dos sistemas. Tem o propósito de ser uma ferramenta flexível e transparente para o planejamento, que avalia a sustentabilidade com relação à oferta e demanda hídrica, tal como proporciona o estudo de cenários futuros (YATES *et al*., 2005; SHUMET; MENGISTU, 2016).

O algoritmo principal do WEAP é o balanço hídrico, usado para definir a escala evaporativa da bacia hidrográfica, demandas, processos pluviométricos e recarga de água subterrânea. O cálculo é feito em uma base mensal equilibrando o abastecimento e a demanda de água em cada nó e link no sistema. Os nós representam pontos de demanda, enquanto os links os conectam. A estrutura do nó e do link permite agregar e desagregar os componentes do balanço hídrico, dependendo da entrada disponível de dados (HÖLLERMANN; GIERTZ; DIEKKRÜGER, 2010).

Uma das principais características do modelo é o fato de que ele considera as prioridades de demanda dos diversos setores usuários de água na bacia. O WEAP coloca a demanda do lado da equação - padrões de uso de água, eficiência de equipamentos, reutilização, preços e alocação - em igualdade com a oferta, águas subterrâneas, reservatórios e transferências de água (SIEBER; PURKEY, 2007). A análise é baseada em um algoritmo de programação linear para resolver o problema de alocação de água utilizando uma abordagem interativa, buscando maximizar a satisfação da demanda a partir das prioridades de oferta e demanda. O balanço de massa é realizado a cada intervalo de tempo, contabilizando a água disponível e a demanda por água pelos múltiplos usuários (ASSAF et al., 2008).

O WEAP pode ser aplicado para o planejamento a nível de bacia hidrográfica, sistemas municipais e agrícolas, possibilitando a avaliação do efeito das políticas de alocação de água atuais e futuras, o efeito das captações em reservatórios e a fio d'água, a análise das demandas de água pelos setores usuários, a modelagem chuva-vazão, o balanço hídrico, a modelagem da qualidade da água, o transporte de sedimentos, geração de poluição, tratamento, descarga e a administração dos recursos hídricos (YATES et al., 2005).

O WEAP tem sido amplamente utilizado para estudar diferentes questões de planejamento integrado de recursos hídricos abordando as dimensões das

mudanças climáticas, água e agricultura. Esteve et al. (2015), por exemplo, utilizaram o modelo para avaliar os impactos das alterações climáticas no sistema de água e nas lavouras da Bacia do Médio Guadiana, Espanha. Vieira e Sandoval-Solis (2018), calcularam os índices de sustentabilidade dos recursos hídricos da Bacia do Rio Verde Grande, Brasil, avaliando e comparando a demanda e a água disponível para as atividades previstas no plano de recursos hídricos para três cenários futuros de disponibilidade hídrica. Silva et al. (2020), analisaram as tendências nos dados de vazão e precipitação para a bacia do rio Paracatu-MG, Brasil, com simulações de cenários futuros com base nas mudanças climáticas e no aumento da área irrigada. Ougougdal et al. (2020), avaliaram o impacto das mudanças climáticas e das atividades socioeconômicas sobre o abastecimento e a demanda de água na bacia hidrográfica de Ourika, Alto Atlas do Marrocos.

Para utilizar o modelo são necessários diversos dados de entrada, desde parâmetros do solo até dados hidrometeorológicos da área de estudo, que podem ser levantados em campo ou obtidos através de técnicas de geoprocessamento. Para tanto, são imprescindíveis as informações sobre as demandas dos setores usuários, fontes de abastecimento, dados econômicos, séries históricas com dados pluviométricos e de vazão, parâmetros do solo associado as culturas, dados históricos sobre a evolução do uso e ocupação da terra (ASSAF et al.,2008).

Os modelos hidrológicos devem ser calibrados para serem úteis para a solução de problemas práticos. Os valores devem ser estimados para que o modelo corresponda intimamente ao comportamento real que representa o sistema. Em alguns casos, os valores apropriados para um parâmetro do modelo podem ser determinados por meio de medições realizadas no sistema real. No entanto, em muitas situações, os parâmetros do modelo são representações conceituais das características abstratas das bacias hidrográficas e devem ser determinados através de um processo de tentativa e erro que ajusta os valores de parâmetro para corresponder à resposta do modelo aos dados históricos de entrada-saída. Os procedimentos usuais na calibração do modelo hidrológico vão desde a abordagem clássica de tentativa e erro até algoritmos de aprendizagem automatizados para ajustar uma variável de saída modelada (BOYLE; GUPTA; SOROOSHIAN, 1998).

O modelo pode ser calibrado manualmente pelo usuário permitindo-o calibrar os parâmetros como melhor convir. A utilização da calibração manual exige do usuário uma maior compreensão do comportamento do modelo, os processos que

decorrem na bacia e a sensibilidade dos parâmetros (COLLISCHONN; TUCCI, 2003).

Conforme descrito, o objetivo da calibração é ajustar os parâmetros de modo que as soluções do modelo se ajustem às observações em uma forma ideal. As duas abordagens gerais para avaliar a qualidade da calibração são a subjetiva e a objetiva. A avaliação subjetiva é baseada numa comparação visual dos resultados da simulação com os dados observados. Em contraste, a objetiva baseia-se no desenvolvimento de algumas medidas quantitativas da qualidade de ajuste (ABRISHAMCHI et al., 2007).

A validação do modelo está baseada na utilização dos parâmetros pré-calibrados, na qual são aplicados em períodos distintos dos anos utilizados na calibração. A qualidade dos resultados do modelo pode ser avaliada por meio de métodos estatísticos, como o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (ENS) (NASH; SUTTCLIFE, 1970), índice de concordância de Willmott (WILLMOTT, 1981), coeficiente de correlação de Pearson (r), coeficiente de determinação, entre outros. Após a validação e aplicação dos coeficientes estatísticos, se o modelo alcançar uma performance satisfatória, torna-se exequível as simulações do processo modelado conforme os cenários propostos.

Os cenários fornecem um ponto de partida para o diálogo com as partes interessadas sobre as várias opções de alocação de recursos hídricos. São baseados em suposições sobre as variabilidades e mudanças climáticas, demografia, políticas de desenvolvimento, fatores que afetam a demanda, aumento da eficiência da irrigação, incremento de áreas irrigadas, modificações no uso e ocupação da terra, metas de reduções nos padrões de consumo de água pelos usuários, projeções de abastecimento de água (YATES et al., 2005).

Para avaliar e comparar as projeções futuras sobre a disponibilidade e abastecimento de água, índices de desempenho são utilizados tanto para reduzir impactos negativos de eventos reais e esperados, quanto para atender às necessidades de água para as diversas atividades humanas e ao meio ambiente. Para atingir essa meta, o índice de sustentabilidade identifica políticas que preservam ou melhoram as características desejadas de gestão da água da bacia no futuro, considerando medidas de confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade. Se a política proposta ou ação do plano de gestão dos recursos hídricos da bacia tornar o sistema mais sustentável, o índice de sustentabilidade apontará que o sistema terá

uma capacidade adaptativa maior. Dessa maneira, em situações de conflito entre os usuários de água na bacia, o índice de sustentabilidade pode ser aplicado para avaliar as várias ações propostas no plano de recursos hídricos no que diz respeito às várias demandas setoriais e cenários futuros (VIEIRA; SANDOVAL-SOLIS, 2018).

Desta forma, o objetivo geral do trabalho foi utilizar o modelo WEAP para simular o comportamento hidrológico dos recursos hídricos e analisar a disponibilidade de água em um trecho da UGRHI Baixo Pardo/Grande, no estado de São Paulo, Brasil. Por conseguinte, os objetivos específicos foram:

- Calibrar e validar o modelo WEAP para um trecho da UGRHI Baixo Pardo/Grande;
- Gerar e analisar cenários futuros que envolvam o aumento da área irrigada;
- Gerar índices de Confiabilidade/Segurança, Vulnerabilidade, Resiliência, Sustentabilidade para a área de estudo conforme os cenários futuros.

CAPÍTULO 1

Calibração e validação do modelo hidrológico WEAP para a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Baixo Pardo/Grande

Bruna Nogueira Rezende, Alexandre Barcellos Dalri, Edson de Oliveira Vieira

RESUMO

Modelos de alocação de água podem ser usados para estimar a quantidade de água disponível para diferentes usuários dentro de uma bacia hidrográfica. Nesse contexto, objetivou-se a calibração (1988-2015) e validação (2016-2019) do modelo WEAP para um trecho da UGRHI Baixo Pardo/Grande. A área em estudo se destaca pela acentuada atividade agrícola, voltada principalmente para o cultivo de cana-de-açúcar. A calibração e a validação foram realizadas na estação fluviométrica 5B-001. A precisão dos resultados foi aferida por coeficientes estatísticos. O coeficiente de correlação de Pearson para a calibração e validação foi 0,99. O índice de concordância de Willmott para calibração e validação foi 0,98. Já o coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe para calibração foi 0,94 e validação 0,95. Obteve-se 0,99 para calibração quanto para validação para o coeficiente de determinação. Os coeficientes indicaram um ótimo desempenho na simulação de vazões. Os resultados apontaram que a calha principal do rio Pardo possui boa disponibilidade hídrica para atender as demandas dos setores usuários de água.

Palavras-chave: Demanda de água cana-de-açúcar. Gestão de recursos hídricos. Modelagem hidrológica.

Calibration and validation of the hydrological WEAP model for the water resource management unit Baixo Pardo/Grande

ABSTRACT

Water allocation models can be used to estimate the amount of water available to different users within a river basin. In this context, the objective was to calibrate (1988-2015) and validate (2016-2019) the WEAP model for a stretch of the UGRHI Baixo Pardo / Grande. The area under study stands out for its strong agricultural activity, mainly focused on the cultivation of sugarcane. Calibration and validation were performed on the 5B-001 fluviometric station. The accuracy of the results was assessed by statistical coefficients. Pearson's correlation coefficient for calibration and validation was 0.99. The Willmott agreement index for calibration and validation was 0.98. The Nash-Sutcliffe efficiency coefficient for calibration was 0.94 and validation was 0.95. 0.99 was obtained for calibration and for validation for the determination coefficient. The coefficients indicated an excellent performance in the flow simulation. The results showed that the main gutter of the Pardo River has good water availability to meet the demands of the water user sectors.

Keywords: Sugar cane water demand. Water resources management. Hydrological modeling.

1.1 INTRODUÇÃO

A gestão eficiente dos recursos hídricos tornou-se mais desafiadora devido ao crescente conflito entre os diferentes usuários de água: setor urbano, industrial e agrícola. A crescente demanda pela água tornará sua alocação uma luta no futuro próximo. O aumento da população, desenvolvimento econômico e mudanças climáticas são os principais fatores responsáveis pelo aumento do estresse sobre os recursos hídricos. Para monitorar a água ao longo do espaço-tempo, os modelos hidrológicos aliados ao sensoriamento remoto permitem simular os impactos das ações antrópicas e auxiliam na análise integrada do planejamento e gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas (WARREN, 2013; KHALIL; RITTIMA; PHANKAMOLSIL, 2018).

O modelo Water Evaluation and Planning System (WEAP) foi desenvolvido pelo Instituto Ambiental de Estocolmo, em 1988. Trata-se de um software que utiliza uma abordagem integrada para o planejamento e avaliação de recursos hídricos. Possui uma base conceitual matemática, que opera por meio de dados mensais e dispõe de uma interface gráfica baseada no Sistema de Informação Geográfica (SIG), que facilita a entrada do banco de dados que alimenta o sistema e contribui para os dados de saída do modelo, gerando resultados disponíveis em mapas, gráficos e tabelas (SEI, 2015).

O WEAP calcula aspectos relativos ao uso da água, tais como oferta, demanda, fluxo, infiltração, demanda agrícola, armazenagem, poluição, tratamento, descarga e qualidade sob diferentes cenários hidrológicos e políticos. Além disso, atua como uma ferramenta de previsão para estimar os recursos hídricos (por exemplo, água de superfície, água subterrânea, transferência de água e armazenamento) e como um banco de dados para manter as informações sobre demanda (por exemplo, demanda setorial definida pelo usuário, irrigação, abastecimento urbano e industrial) (SEI, 2015).

O modelo otimiza o uso de água na bacia usando um algoritmo de programação linear para alocar água para os vários locais de demanda, com base em prioridades definidas pelo usuário. O princípio básico do WEAP é o balanço hídrico, que conduz o fluxo de água da montante à jusante de um rio considerando as entradas e saídas de água (SHUMET; MENGISTU, 2016; KHALIL; RITTIMA; PHANKAMOLSIL, 2018).

A modelagem da resposta hidrológica da bacia pode ser realizada pelo WEAP por cinco métodos diferentes: (1) o método de escoamento da chuva; (2) a demanda de irrigação; (3) o método de umidade do solo; (4) o método MABIA e (5) o modelo de crescimento vegetal (SIEBER; PURKEY, 2007).

Os parâmetros básicos de entrada do modelo WEAP são parâmetros climáticos, dados de uso do solo e demandas da bacia, que descrevem a bacia inteira e outros descrevem unidades de áreas menores. As estações meteorológicas, fluviométricas e pluviométricas, fornecem informações para a calibração e validação do modelo (INGOL-BLANCO; MCKINNEY, 2013).

O WEAP designa uma sequência básica de dados para seu desempenho que são as etapas de calibração dos parâmetros do modelo, validação dos parâmetros e simulação de cenários futuros. O processo de calibração consiste no ajuste de parâmetros do modelo através das leituras observadas para que os valores simulados se aproximem dos observados, configurando o melhor processo simulado. A calibração do modelo pode ser feita manualmente para os parâmetros adotados e os valores são obtidos através de um processo de tentativa e erro, sempre avaliando a discrepância entre dados observados e estimados. O processo de validação baseia-se na execução do modelo com os valores dos parâmetros obtidos na calibração para um período de dados distinto ao utilizado na calibração (OLIVOS, 2017).

A UGRHI 12 corresponde a bacia hidrográfica do Baixo Pardo/ Grande e fornece significativa produção agrícola para o estado de São Paulo, com o destaque para a cana-de-açúcar por ser a principal cultura cultivada e por representar substancialmente a cobertura do solo na UGRHI. A laranja ocupa o segundo lugar em áreas cultivadas, contribuindo para a movimentação econômica juntamente com o setor sucroenergético (CBH-BPG, 2017a).

Trazendo para dentro da perspectiva atual, onde as ações para aumentar a eficiência do uso da água são indispensáveis, o planejamento de recursos hídricos é primordial para o desenvolvimento econômico e social de uma região. Neste contexto, faz-se necessário o desenvolvimento de estudos que demonstrem o comportamento dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, possibilitando alertas às atividades usuárias de água dos corpos hídricos, com o intuito de fornecer alternativas de planejamento, melhoria na gestão da água e aumento da eficiência do seu uso.

Com base no exposto, objetivou-se com este estudo a calibração e validação do modelo WEAP para o trecho (5 sub-bacias) da UGRHI Baixo Pardo/Grande, no estado de São Paulo, Brasil.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

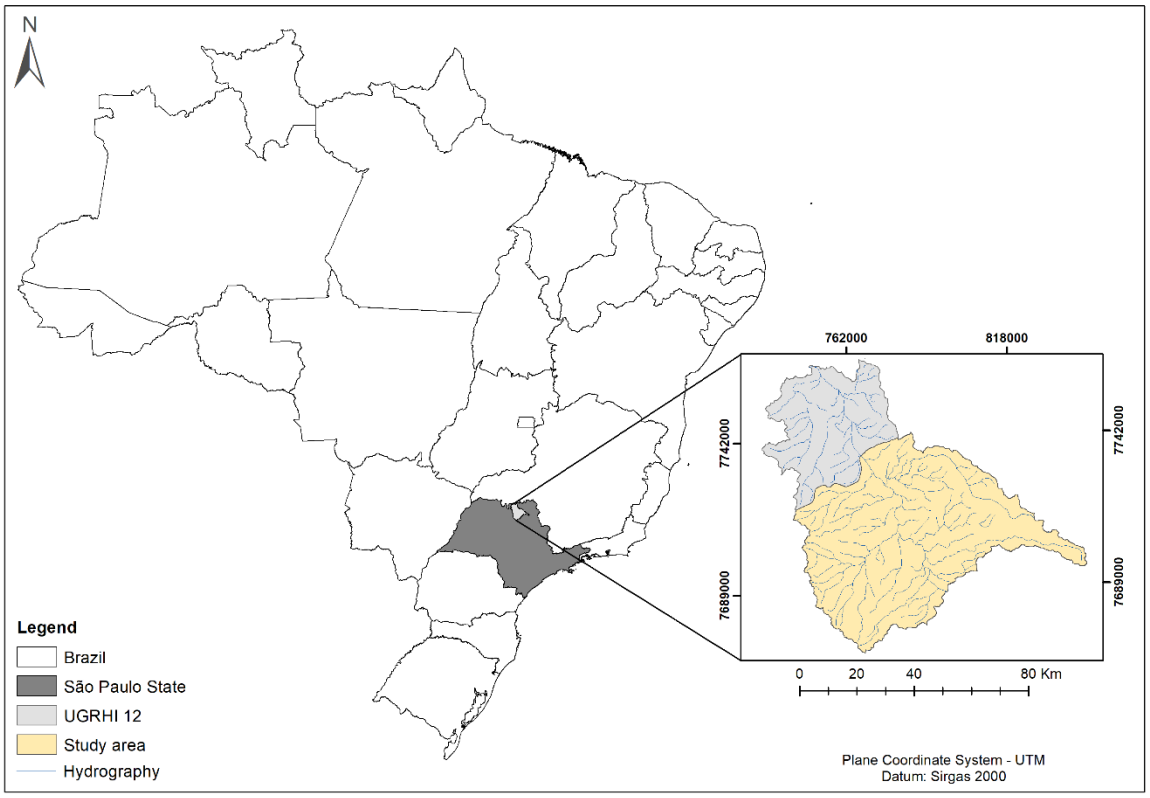
1.2.1 Caracterização da área de estudo

A UGRHI 12 corresponde a bacia hidrográfica do Baixo Pardo/Grande e está inserida na bacia do Paraná, localizando-se ao norte do estado de São Paulo, desde a foz do rio Mogi-Guaçu até o rio Grande, na divisa com o estado de Minas Gerais. Estende-se por doze municípios, compõe uma área de cerca de 7.264,8 km² e possui uma população de aproximadamente 377.000 habitantes. A atividade agrícola na bacia é expressiva e sua produção está voltada basicamente para a cultura da cana-de-açúcar e laranja (CBH-BPG, 2017a).

O clima na bacia é do tipo Aw e Cwa segundo a classificação Koppen, caracterizado como um clima tropical com inverno seco. O regime pluviométrico é tropical típico, com um período chuvoso de outubro a abril, e um período de estiagem iniciando em maio e terminando em setembro, cuja precipitação média anual é de 1.400 mm por ano. As temperaturas médias anuais variam entre 24 e 30ºC. Os principais cursos d'água são o rio Pardo, Grande, Velho e das Perdizes contabilizando uma área de drenagem correspondente a 7.249 km², além de possuir dois reservatórios (Porto Colômbia e Marimbondo) (CBH-BPG, 2017a).

A divisão das sub-bacias da bacia do Baixo Pardo/Grande obedeceu ao método desenvolvido pelo engenheiro Otto Pfafstetter (CBH-BPG, 2017a). A área da UGRHI 12 está dividida em 10 sub-bacias, sendo que a área adotada para este estudo abrange 5 sub-bacias (Ribeirão do Rosário/Córrego do Cruzeiro, Ribeirão Indaiá/Ribeirão do Agudo, Córrego da Sucuri/Ribeirão do Banharão/Ribeirão das Areias, Ribeirão do Turvo/Córrego das Pedras e Ribeirão das Palmeiras), com uma extensão de aproximadamente 3.792 km² (Figura 1). A área de estudo foi estabelecida em função da disponibilidade de dados fluviométricos consistentes compatíveis com o período base para a calibração do modelo WEAP, o que justifica a não utilização das demais sub-bacias da UGRHI.

Figura 1 – Localização espacial da UGRHI Baixo Pardo/Grande e da área de estudo

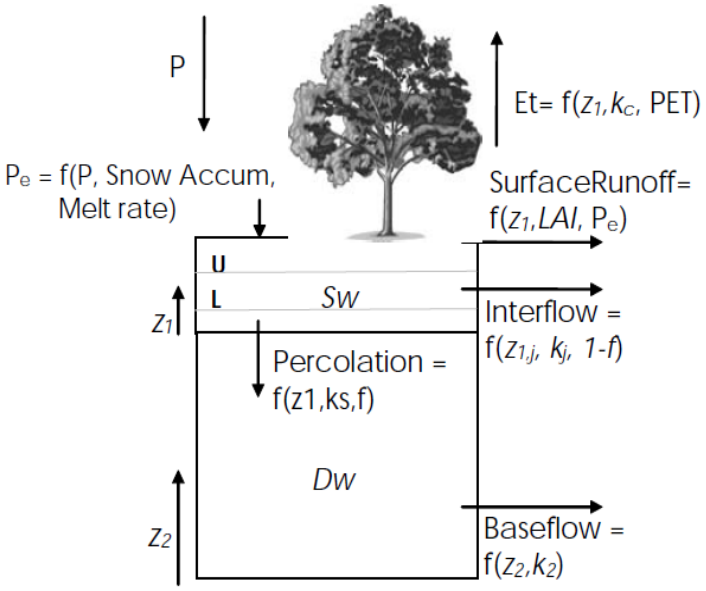


1.2.2 Calibração do modelo WEAP

1.2.2.1 Rainfall Runoff (Soil Moisture Method)

Utilizou-se o método 3 (Rainfall Runoff - Soil Moisture Method) para este estudo por ser considerado o método mais complexo para a realização do balanço hídrico, categorizando a bacia em duas camadas de solo. Na camada superior (superficial) o modelo simula a evapotranspiração considerando as chuvas e a irrigação em terras agrícolas, os escoamentos superficiais e subsuperficiais e as mudanças na umidade do solo. Na camada inferior ocorrem simulações para as rotinas de escoamento de base para o rio e mudanças na umidade do solo. A figura mostra a representação esquemática do método da umidade do solo, no qual requer uma parametrização mais extensa do solo e do clima para simular estes processos (SIEBER; PURKEY, 2007).

Figura 2 - Esquema do armazenamento de água do solo com duas camadas, mostrando as diferentes entradas e saídas para um determinado tipo de cobertura da terra ou cultura, j



Fonte: Yates et al. (2005).

O WEAP permite que a bacia seja fragmentada em sub-bacias e posteriormente em áreas menores, determinando o balanço hídrico para cada área considerando o clima uniforme, de acordo com a equação 1:

$$SWC_j \frac{dz_{1,j}}{dt} = Pe(t) - PET(t)\, K_{cj}(t) \left(\frac{5z_{1,j} - 2z_{1,j}^2}{3}\right) - Pe(t) z_{1,j}^{2^{\frac{RRF\,j}{2}}} - PFD_j RZC_j z_{1,j}^2 - (1 - PFD_j)\, RZC_j z_{1,j}^2 \quad (1)$$

onde o índice *j* representa uma fração da área da bacia caracterizada pelo tipo e uso da terra. O parâmetro Soil Water Capacity – SWC corresponde a uma estimativa da capacidade de retenção de água do solo para cada fração de cobertura da terra j em mm. O Z1 é o armazenamento relativo dado como uma porcentagem do armazenamento efetivo total, variando entre 0 e 1, onde 0 representa o ponto de murcha permanente, e 1 a capacidade de campo.

O primeiro termo da equação 1 (Pe) refere-se a precipitação efetiva expressa em mm/mês e o t refere-se ao mês. O segundo termo (PET) diz respeito à evapotranspiração de cada fração de área, j, em que PET é a evapotranspiração potencial da cultura de referência (Penman-Monteith) em mm/mês. O kc é o

coeficiente de cultura para uma porção *j* da área da bacia.

No terceiro termo da equação, o parâmetro Runoff Resistance Factor – RRF é utilizado para controlar a resposta do escoamento superficial para porção *j* da área da bacia, onde os valores mais baixos de RRFj referem-se à classe de cobertura da terra que ocasionará a maior resposta ao escoamento superficial, ou seja, solos expostos. Possui relação direta com o índice de área foliar e declividade do solo, variando numa faixa entre 0 e 10, em que valores mais altos propiciam a redução no escoamento.

O quarto termo da equação, Preferred Flow Direction – PFD é um parâmetro de ajuste referente ao solo, tipo de cobertura da terra e topografia, sendo possível o fracionamento da água tanto na horizontal, quanto na vertical (1- PFDj), em que 1,0 = 100% de fluxo horizontal e 0 = 100% de fluxo vertical. Por fim, o parâmetro Root Zone Conductivity – RZC é uma estimativa da condutividade hidráulica da zona radicular para uma porção *j* da área da bacia em mm/mês.

O fluxo de entrada para a segunda camada (inferior) ($z_{2,j}$) é a percolação profunda a partir do armazenamento superior. O balanço hídrico é descrito conforme a equação 2:

$$DWC_j \frac{dz_{2,j}}{dt} = \left(1 - PFD_j\right) RZC_j z_{1,j}^2 - Dc_j z_{2,j}^2 \quad (2)$$

onde o parâmetro Deep Water Capacity – DWC, expressa a capacidade de retenção de água na camada inferior em mm. A Deep Conductivity – DC, é a condutividade da camada inferior em mm/h, representada como valor único para cada subbacia hidrográfica.

Aplicou-se o Rainfall Runoff (Soil Moisture Method) em toda área de estudo sem fazer divisões em sub-bacias por se tratar de uma área relativamente pequena e sem postos fluviométricos consistentes nas vertentes do trecho da UGRHI estudado.

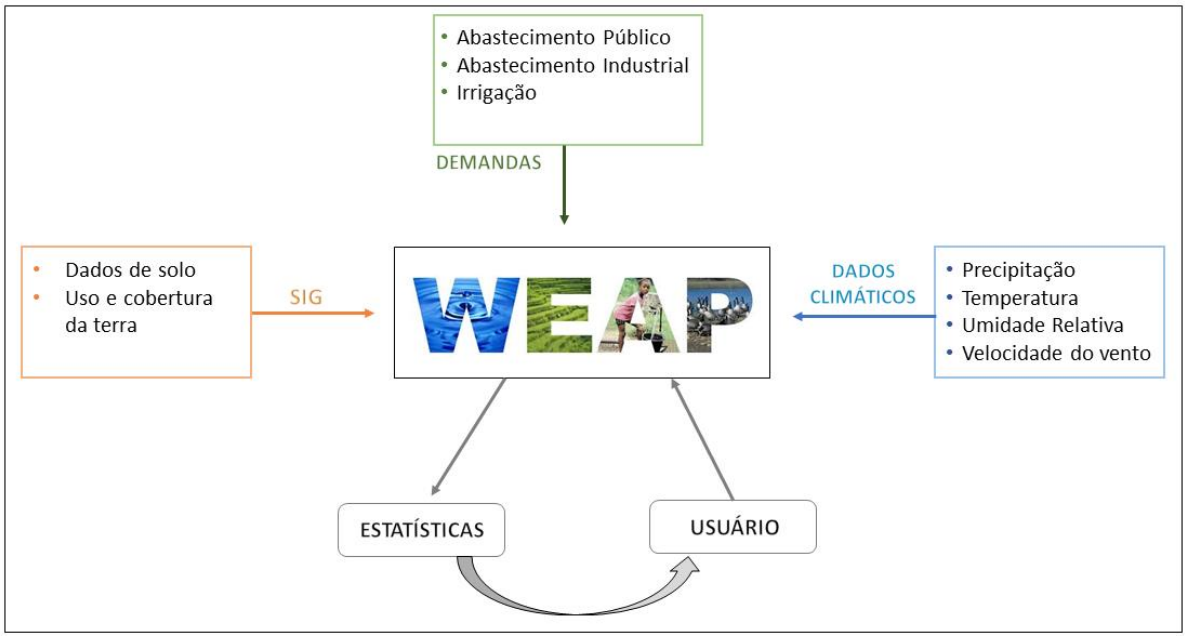
1.2.2.2 Calibração e Validação

A calibração do WEAP foi feita utilizando as séries históricas de dados de vazão observados e estimados pelo modelo hidrológico, considerando as demandas dos setores usuários de água da bacia, o uso e cobertura da terra e os dados climáticos para o período de 1988 a 2015, contabilizando 27 anos de dados. No decorrer da calibração, os parâmetros do modelo variaram dentro de um intervalo

até que se alcançasse um ajuste considerável da vazão estimada em confrontação com a vazão observada. A Figura 3 apresenta as etapas da calibração executadas no WEAP.

A validação dos parâmetros utilizados na calibração foi realizada para o período de 2016 a 2019.

Figura 3 – Fluxograma das etapas de calibração do WEAP na área de estudo



1.2.2.3 Dados de entrada do modelo WEAP

As informações utilizadas para abastecer o modelo dependem do método de modelagem hidrológica escolhido para o estudo. Os parâmetros básicos descritos a seguir (Tabela1) referem-se ao método da umidade do solo.

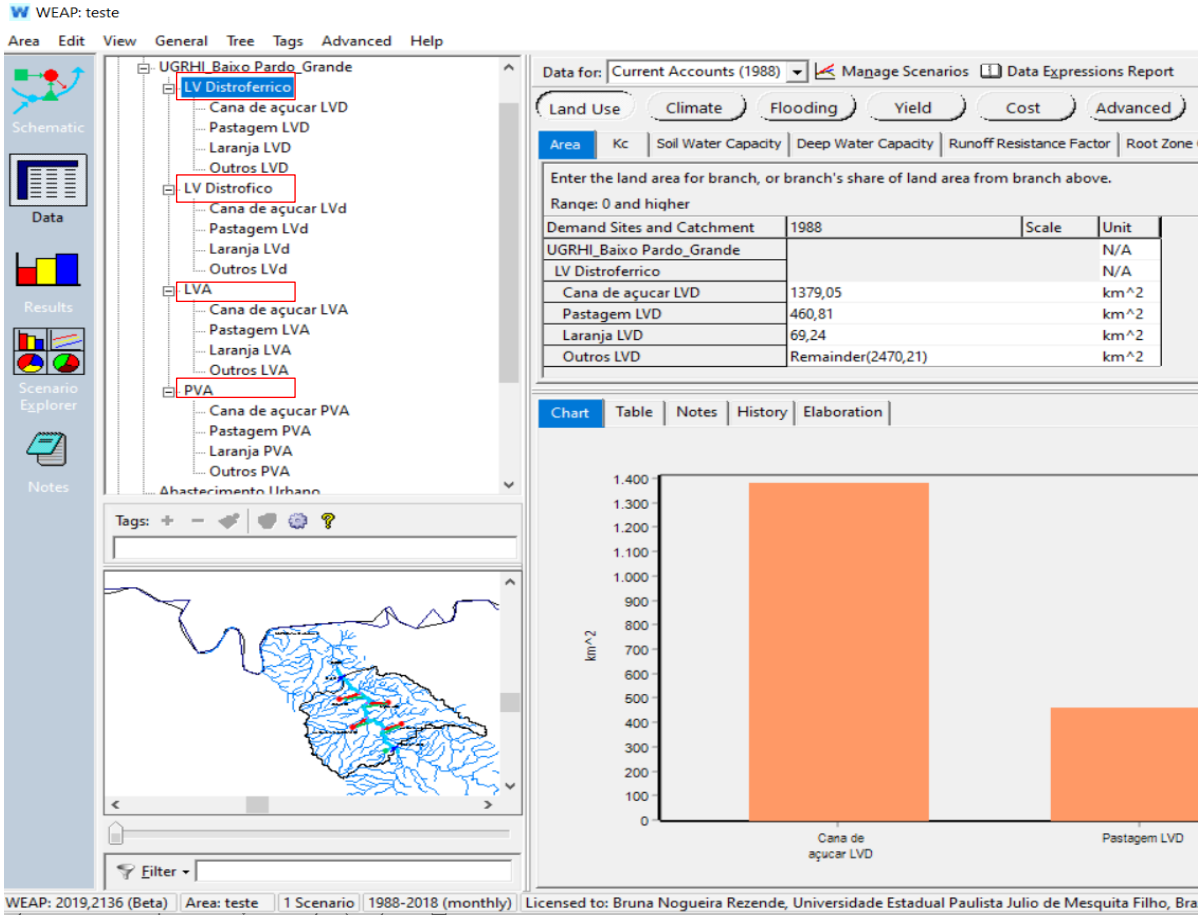
Tabela 1 - Parâmetros básicos de entrada do modelo. Modificado de Olivos (2017)

Parâmetro	Unidades	Resolução
CLIMA		
Precipitação	mm/dia	Sub-bacia
Temperatura	ºC	Sub-bacia
Umidade	%	Sub-bacia
Velocidade do vento	m/s	
Latitude	Graus decimais	Bacia
VAZÃO		

Dados de estações para calibração	m^3/s	Estações distribuídas na área
USO DO SOLO		
Área	km^2	Sub-bacia
Coeficiente de cultura (Kc)	Sem unidades	Uso do solo
Capacidade de água do solo (SWC)	mm	Tipo de solo
Capacidade de água da zona profunda (DWC)	mm	Sub-bacia
Fator de resistência ao escoamento (RRF)	Sem unidades	Uso do solo
Condutividade da zona radicular (RZC)	mm/dia	Tipo de solo
Condutividade profunda (DC)	mm/dia	Tipo de solo
Direção da água no solo (PFD)	Sem unidades	Tipo de solo
Z1 inicial	%	Tipo de solo
Z2 inicial	%	Sub-bacia
DEMANDAS		
Locais de demanda	Sem unidades	Sub-bacia
Vazão de demanda	m^3/s	Local de demanda

Para abastecer o modelo WEAP conforme os parâmetros do método da umidade de solo, a área de estudo foi dividida de acordo com os principais tipos de solo. Para cada classe de solo adicionou-se os usos e coberturas da terra mais expressivos na bacia, como a cana-de-açúcar, laranja e pastagem. A classe “outros” abrangeu os demais usos do solo presentes em pequenas proporções, como a vegetação, água, mineração, área urbana e solo exposto. A Figura 4 representa a interface do modelo WEAP com as divisões adotadas para este estudo.

Figura 4 – Interface do modelo WEAP representando a área de estudo dividida de acordo com as classes de solo



1.2.2.4 Dados climáticos

Uma vez que o WEAP efetua o balanço de água no solo na bacia, realizou-se o levantamento dos dados necessários para a realização deste balanço. Todos os dados apresentam-se em uma base média mensal, com séries históricas de 01/01/1988 a 31/12/2019 conforme a concomitância com os dados disponíveis de vazão.

Para estimar a evapotranspiração potencial através do método de Penman-Monteith, utilizou-se a temperatura média (ºC), umidade relativa do ar (%) e velocidade do vento (m/s). As bases de dados consultadas foram do INMET, INPE, CIIAGRO e AGRITEMPO. Nos meses em que haviam falhas nos dados, gerou-se médias dos valores disponíveis para realizar o preenchimento.

Os dados pluviométricos são necessários tanto na calibração quanto na validação do WEAP. Através da base de dados do DAEE, foram utilizadas nove estações pluviométricas localizadas dentro e fora da bacia. O critério de seleção das

estações baseou-se na menor porcentagem de falhas nas séries históricas para o período de 1988 a 2019.

Para o cálculo da precipitação média empregou-se o Método dos Polígonos de Thiessen, gerando valores médios de precipitações conforme a área de influência de cada posto pluviométrico na bacia.

1.2.2.5 Dados fluviométricos

Utilizou-se as estações fluviométricas para avaliar o ajuste do modelo WEAP, comparando as vazões mensais observadas nas estações fluviométricas com as vazões mensais estimadas pelo modelo. Os dados referentes as vazões médias (Qméd) foram obtidos por três estações do DAEE. As séries temporais apresentaram-se consistentes e com poucas falhas. Para preencher os dados faltantes, escolheu-se pares de pontos com correlação máxima, estabelecendo uma regressão linear entre os dados, possibilitando o preenchimento de acordo com o modelo ajustado.

A Figura 5 representa a distribuição espacial das estações utilizadas (meteorológicas, pluviométricas e fluviométricas) na área de estudo. Na Tabela 2 são apresentadas todas as estações utilizadas com informações sobre o tipo da estação, código, nome, município, órgão responsável, latitude, longitude e altitude onde cada uma se encontra.

Embora a área de estudo não contemple o rio Mogi-Guaçu, esse rio deságua no rio Pardo contribuindo para a entrada de água na área de estudo. A estação 5C-025 localiza-se próximo a foz do rio Mogi-Guaçu e a estação 5B-011 é estabelecida no rio Pardo, onde ambas estações quantificam as vazões de entrada no sistema. A calibração do modelo foi feita na estação 5B-001, pertencente a foz da área de estudo. Os valores de vazão preditos (estimados) pelo modelo WEAP nesse ponto da hidrografia foi resultado da aplicação do método Rainfall Runoff (Soil Moisture Method).

Figura 5 – Distribuição das estações utilizadas na área de estudo

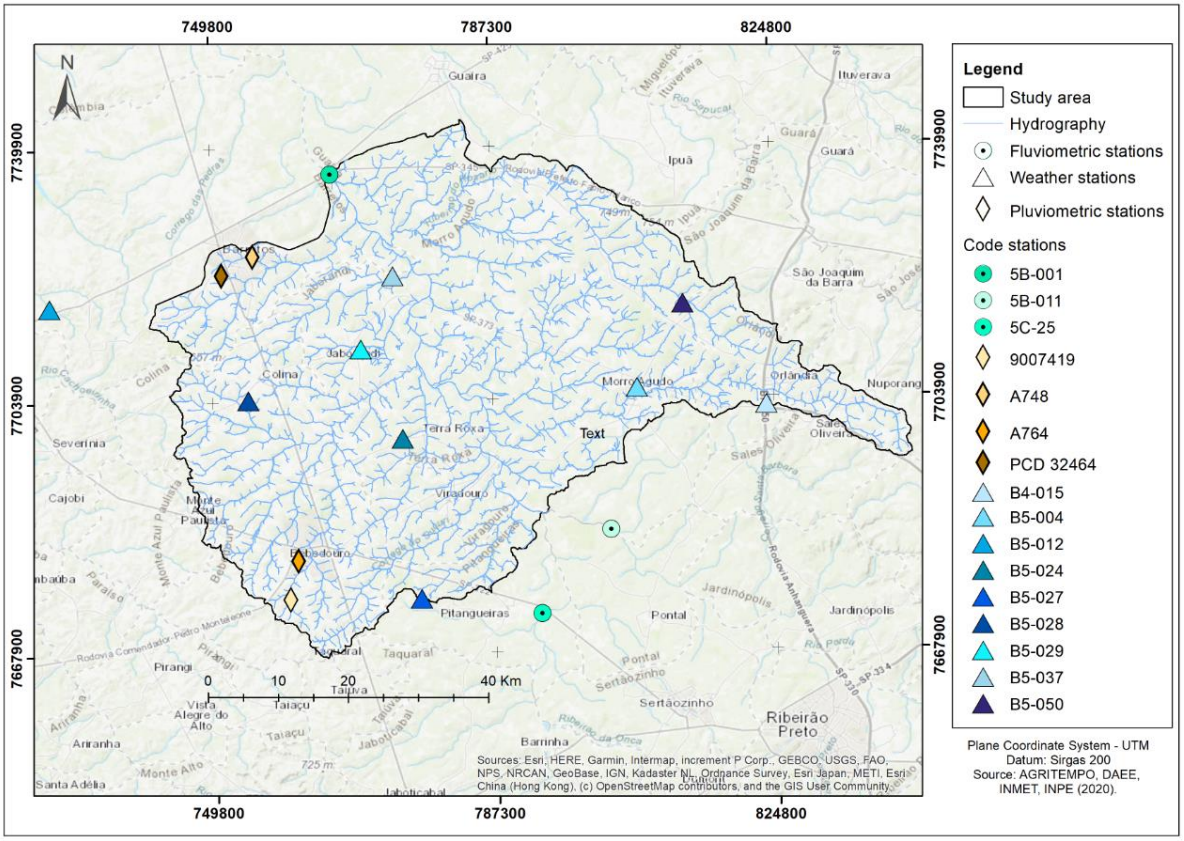


Tabela 2 – Informações das estações utilizadas na área de estudo

Tipo	Código	Nome	Município	Responsável	Latitude	Longitude	Altitude
Pluviométrica	B4-015	Orlândia	Orlândia	DAEE	-20,7464	-47,8900	680
Pluviométrica	B5-004	Morro Agudo	Morro Agudo	DAEE	-20,7261	-48,0561	545
Pluviométrica	B5-012	Ibitu	Barretos	DAEE	-20,6278	-48,8108	485
Pluviométrica	B5-024	Fazenda Prata	Terra Roxa	DAEE	-20,7928	-48,3569	533
Pluviométrica	B5-027	Ibitiuva	Pitangueiras	DAEE	-20,9981	-48,3322	610
Pluviométrica	B5-028	Colina	Colina	DAEE	-20,745	-48,5553	580
Pluviométrica	B5-029	Jaborandi	Jaborandi	DAEE	-20,6781	-48,4108	500
Pluviométrica	B5-037	Turvo	Jaborandi	DAEE	-20,5844	-48,3703	488
Pluviométrica	B5-050	Companhia Vale do Rosário	Morro Agudo	DAEE	-20,6181	-47,9978	610
Meteorológica	PCD 32464	Barretos	Barretos	INPE	-20,584	-48,5900	549
Meteorológica	9007419	TRMM.1424	Bebedouro	AGRITEMPO	-21,0000	-48,5000	495
Meteorológica	A748	Barretos	Barretos	INMET	-20,5600	-48,5500	534
Meteorológica	A764	Bebedouro	Bebedouro	INMET	-20,9500	-48,4900	790
Fluviométrica	5B-001	Ponte Joaquim Justino	Guaíra	DAEE	-20,4539	-48,4508	-
Fluviométrica	5B-011	Fazenda Bela Vista	Pontal	DAEE	-20,9086	-48,0886	-
Fluviométrica	5C-025	Passagem	Pitangueiras	DAEE	-21,0167	-48,1772	-

1.2.2.6 Uso e cobertura da terra

O mapeamento do uso e cobertura da terra da área de estudo foi feito com a finalidade de observar se as mudanças na ocupação do solo possibilitaram alterações no regime fluviométrico da bacia. Esta comparação foi baseada na concepção de que as alterações na vegetação nativa da bacia propiciam modificações na dinâmica do balanço hídrico local.

O WEAP carece de dados de evolução do uso e cobertura da terra para o período de calibração (1988 a 2019) do modelo. A avaliação da mudança do uso da cobertura da terra foi realizada através do MapBiomas (2020), para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018. As classificações elaboradas pelo MapBiomas utilizam árvores de decisão automáticas baseadas no algoritmo Random Forest. As coleções de imagens de satélite utilizadas foram do LANDSAT com resolução espacial de 30 metros.

Deve ser salientado que após a classificação das imagens do MapBiomas algumas classes de uso e cobertura da terra foram agrupadas e renomeadas em função do comportamento semelhante do ponto de vista hidrológico. Por exemplo, a classe “Outra formação natural não florestal” foi agrupada com a classe “formação campestre”. A classe “Agricultura e pastagem” foi agrupada com a classe “Pastagem”. A classe “Outra área não vegetada” foi renomeada para “Solo exposto”.

1.2.2.7 Parâmetros do solo

Os tipos de solo de uma bacia estão relacionados com a capacidade de armazenamento de água no solo, expressa no modelo pelo parâmetro SWC, como pela direção da água no solo, representada pelo parâmetro PFD.

A formação pedológica que constitui a área de estudo (Figura 6) foi dividida em quatro classes: Latossolo Vermelho Distroférrico, Latossolo Vermelho Distrófico, Latossolo Vermelho-Amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo. O shapefile de solos foi obtido pelo mapa pedológico do estado de São Paulo, com escala de 1:500.000 apresentado por Oliveira et al. (1999). A interpretação das classes de solos foi feita baseada na EMBRAPA (2018). A distribuição das percentagens da área da bacia é apresentada conforme a Tabela 3.

Figura 6 – Principais tipos de solo da área de estudo

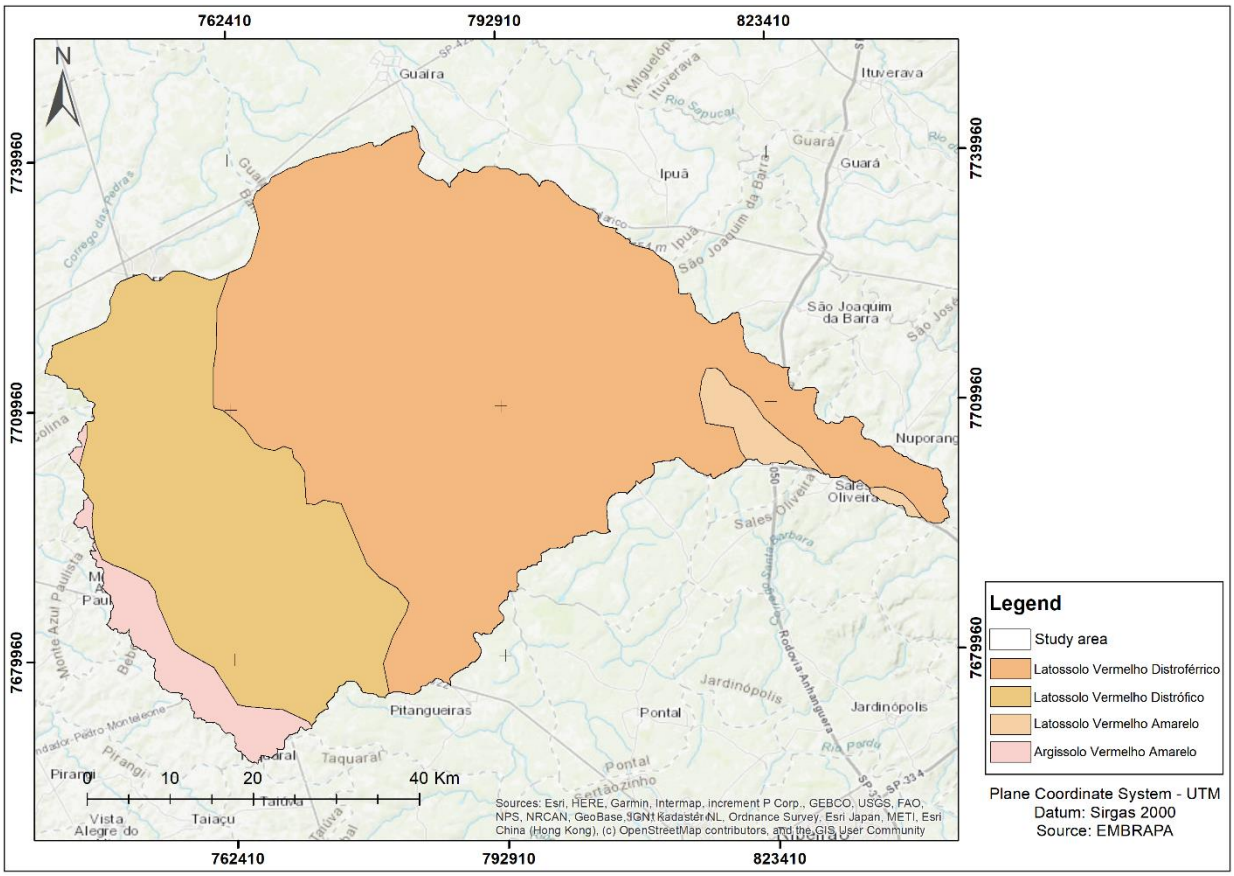


Tabela 3 – Divisão dos principais solos da bacia por área

Tipo de solo	Área (ha)	Percentagem da área de estudo
Latossolo Vermelo Distroférrico	247.022,61	65,15
Latossolo Vermelo Distrófico	109.571,22	28,90
Latossolo Vermelho Amarelo	7.196,91	1,90
Argissolo Vermelho Amarelo	15.358,25	4,05
Total	379.148,99	100,00

1.2.2.8 Parâmetros da cobertura vegetal

Os valores dos coeficientes de cultura (Kc) dos principais cultivos da bacia (cana-de-açúcar, laranja e pastagem) foram expressos por uma faixa de variação mensal, onde atribuiu-se os valores de acordo com os meses do ano (Tabela 4). Na literatura, encontrou-se valores de Kc para a cana-de-açúcar determinados para a região de Barretos e Morro Agudo (ALBUQUERQUE, 2014). Já para a pastagem e a laranja utilizou-se coeficientes de cultura referentes ao estudo de Sanches et al. (2017) e Júnior (2006) respectivamente. O parâmetro Kc é exigido pelo modelo WEAP para todos os usos e coberturas da terra. Desta forma, para os demais usos do solo

(vegetação, água, mineração, área urbana e solo exposto) adotou-se uma faixa de Kc afim de se considerar as perdas por evaporação de água no solo e por transpiração das áreas vegetadas.

Tabela 4 – Coeficientes de cultivo para diferentes usos do solo

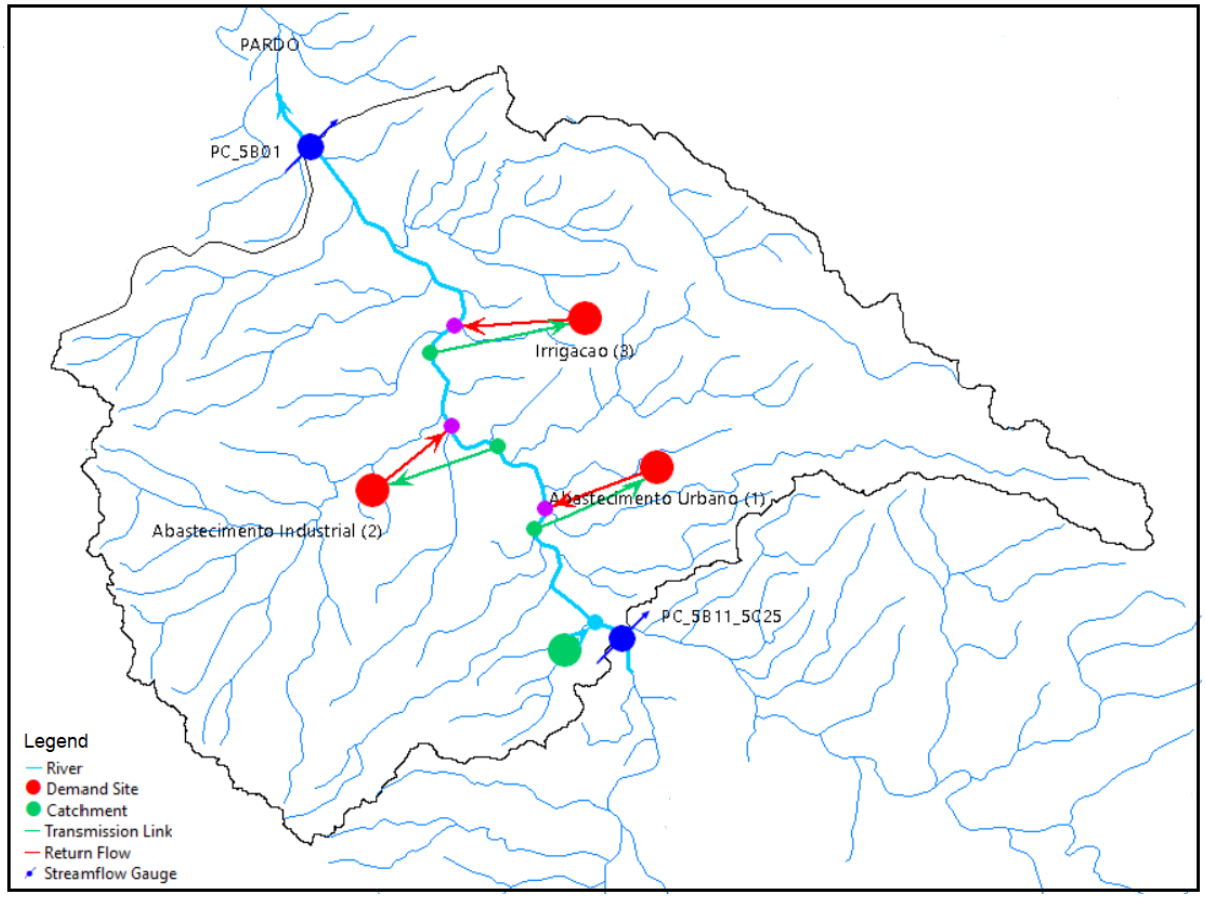
Uso do solo	Kc
Cana-de-açúcar	0,6 – 0,90
Pastagem	0,8 – 1,2
Laranja	0,6 – 1,2
Outros	0,6 – 1,0

1.2.3 Construção do modelo

A interface gráfica do modelo WEAP baseada no SIG foi construída em função da hidrografia, os pontos de demanda (nós) e as conexões entre os nós. Os nós de demanda (irrigação, abastecimento urbano e industrial) foram interligados à fonte de abastecimento e aos fluxos de retorno. A ordem de captação foi definida pelo usuário, na qual atribuiu-se a prioridade para o abastecimento urbano (1), seguido do abastecimento industrial (2) e a irrigação (3).

A três estações fluviométricas presentes na área de estudo foram convertidas para duas. Somou-se as vazões das estações 5B-011 e 5C-025 por se tratarem de estações que contabilizam a entrada de água na bacia, originando a estação PC_5B11_5C25. A bacia hidrográfica representada pelo círculo verde (Figura 7) refere-se a área de estudo, contendo todas as informações climáticas, os tipos de solo e o uso e cobertura da terra. Utilizou-se um conector para unir a bacia rio Pardo.

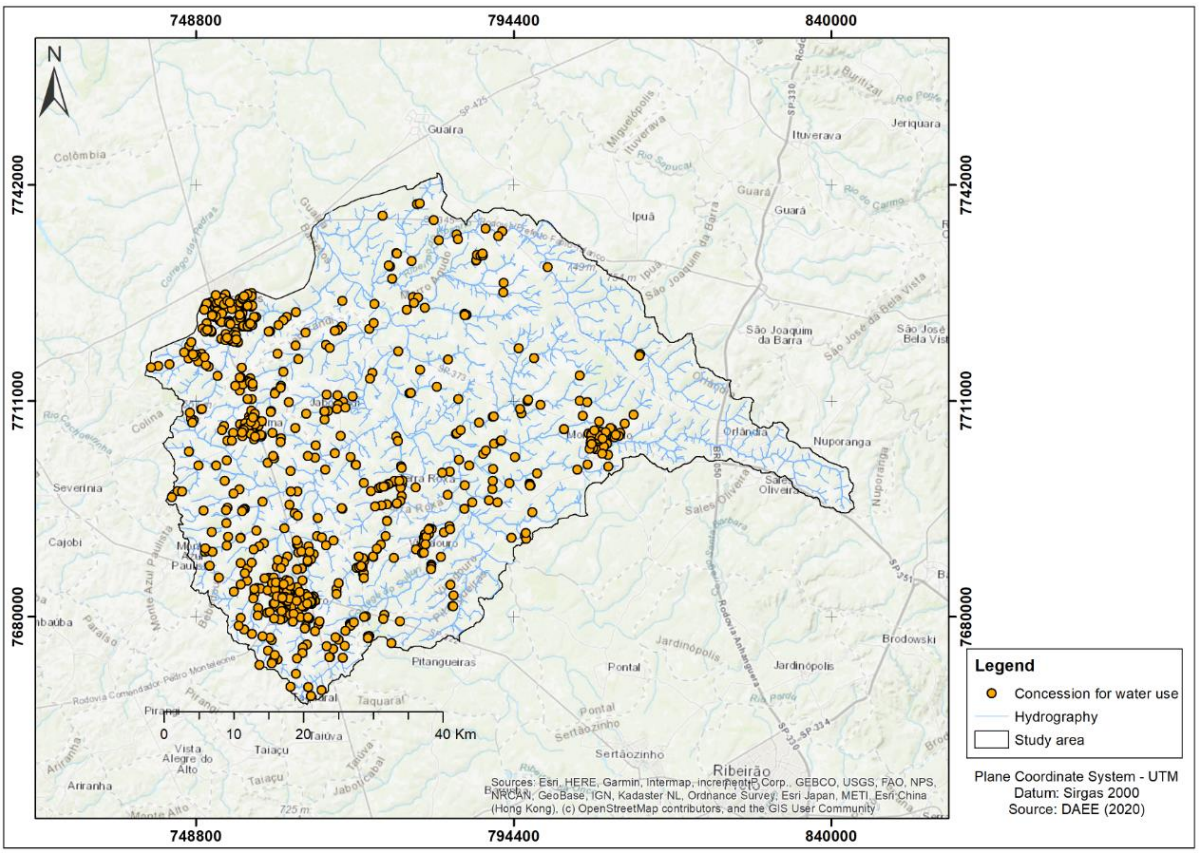
Figura 7 – Modelo conceitual da área de estudo



1.2.4 Dados de demanda pelo uso da água

Os dados de outorgas para a UGRHI 12 foram obtidos junto ao Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). Constatou-se que o período das outorgas não estava especificado, portanto, fez-se uma análise da situação administrativa de cada uma, excluindo as outorgas que apresentavam requerimento indeferido, tamponado, desativado e excluído. Feito isso, considerou-se as outorgas vigentes para o ano de 2019. Realizou-se a extração das informações das outorgas, como localização do ponto de captação, corpo d'água, usuário (urbano, industrial, irrigante e outros), uso (captação superficial, captação subterrânea e lançamento superficial), finalidade do uso, valor da vazão, horas de captação por dia, os dias no mês e os meses no ano. Na Figura 8 estão representados 774 pontos referentes ao levantamento de outorgas feito para a área de estudo.

Figura 8 – Outorgas na área de estudo



As outorgas foram agrupadas de acordo com os seguintes usos: abastecimento urbano, industrial, irrigante e outros. A categoria “outros” apresenta usos pequenos de pouca relevância, do tipo aquicultura, construtor, loteador, pecuarista, avicultor, criador, comerciante, concessão, uso público, uso rural, minerador, termoelétrica e soluções alternativas I. Devido à baixa representatividade de volume anual captado por esses vários tipos de usuários, descartou-se essa categoria com o intuito de focar apenas nos usuários de água que captam valores expressivos (abastecimento urbano, industrial e irrigação).

No decorrer da preparação da base de dados de outorgas, observou-se que grande parte das outorgas não possuía especificações sobre a quantidade de vazão outorgada, os dias/mês e os meses/ano. As portarias que apresentaram ausência dos valores de vazão foram desconsideradas. Com relação aos dias/mês foi feito uma padronização para as outorgas que não apresentavam essa informação, admitindo-se um valor médio (20 dias/mês). Nos meses/ano que não possuíam especificações, adotou-se valores que variaram de acordo com o tipo de usuário de água. No abastecimento urbano por exemplo, foram considerados 12 meses por ano.

Percebeu-se que as outorgas de uso industrial se destinavam a uma miscelânea de usos, como sanitário, industrial, dessedentação, irrigação e urbanismo, além de apresentarem valores de vazão outorgada totalmente discrepantes, dificultando a análise de dados. Diante do exposto, optou-se por calcular a demanda industrial baseando-se no consumo das usinas sucroalcooleiras e das indústrias processadoras de suco de laranja. Segundo o CETEC (2000) a UGRHI 12 tem forte interação econômica entre a agricultura e as indústrias locais.

A mesma observação feita para as outorgas do uso industrial se aplicou para as outorgas referentes a irrigação. Dessa forma, a demanda de água requerida pela irrigação foi calculada através da área irrigada.

Mediante as considerações feitas foi possível estabelecer o volume captado de água em m³ para todos os meses do ano. A Tabela 5 apresenta os volumes anuais captados para cada usuário de água no ano de 2018.

Tabela 5 – Demanda de água por usuários na área de estudo para o ano de 2018

Usuário	Volume total anual (m³)	Porcentagem do volume total anual
Abastecimento urbano	18.033.830,86	8,8
Industrial	27.617.852,00	13,3
Irrigação	161.671.438,85	77,9
Total	207.323.121,71	100

Os volumes de água demandados pelos usuários para os anos de 1988, 1998 e 2008 foram estimados a partir do levantamento de informações e dados contidos na literatura (CETEC, 2000; REBOUÇAS; BRAGA; TUNDSI, 2006; EMBRAPA, 2015; CBH-BPG, 2017a; CBH-BPG, 2017b; CONAB, 2020a; CONAB, 2020b).

Para o abastecimento urbano fez-se a evolução demográfica dos municípios pertencentes a área de estudo (Barretos, Bebedouro, Colina, Jaborandi, Morro Agudo, Orlândia, Terra Roxa e Viradouro) de acordo com os dados do IBGE. Os valores de demanda de água (m³/s) para o ano de 1996 foram obtidos através do CETEC (2000) e foram separados por sub-bacias pertencentes a área de estudo. Após a separação, os valores foram somados e o resultado (volume total) foi convertido para m³/ano. Feito isso, dividiu-se o volume total pela população total dos municípios do ano de

1996. Encontrou-se 54,32 m³/hab./ano, o equivalente a 148,83 L/hab./dia. Para obter o consumo anual, multiplicou-se três fatores: o consumo diário (148,83 L/hab./dia) versus a população total de cada ano, versus a quantidade de dias no mês do ano. Obteve -se o resultado de 54,32 m³/hab./ano. A Tabela 6 apresenta os volumes anuais consumidos pelo abastecimento urbano para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018.

Tabela 6 – Volumes captados para o abastecimento urbano nos anos de 1988, 1998, 2008 e 2018

Anos	Volume total anual (m³)
1988	14.027.417,47
1998	14.979.600,00
2008	16.612.021,56
2018	18.033.830,86

O consumo total da demanda industrial foi calculado através dos dados de produtividade (t/ha), consumo (m³/t) e área (ha) para a cana-de-açúcar e laranja.

Para a cana-de-açúcar, a produtividade foi obtida através do levantamento de safra da CONAB (2020a). Os valores do consumo médio foram adotados de acordo com o estudo da EMBRAPA (2015). Em relação a área, utilizou-se os valores encontrados no mapeamento de uso e cobertura da terra. A Tabela 7 apresenta o consumo total de água demandada pelo setor sucroalcooleiro.

Tabela 7 – Volumes captados para o setor sucroalcooleiro nos anos de 1988, 1998, 2008 e 2018

	1988	1998	2008	2018
Produtividade (t/ha)	76,1	77,9	89	76,6
Área (ha)	158.361,41	214.509,94	266.114,67	277.971,74
Consumo (m³/t)	15	5	1,5	1,26
Consumo total (m³)	180.769.549,52	83.551.621,63	35.526.308,45	26.828.720,46

Já para a laranja, a produtividade encontrada na literatura abrangia apenas os anos de 2016 a 2020 (CONAB, 2020b). Adotou-se a média dos valores destes últimos 5 anos e estendeu-se por toda a série histórica. O consumo de água no processamento da laranja não foi encontrado na literatura, portanto foi considerado 1m³/t. A área plantada de laranja para o ano de 2012 foi de 23.320 ha, segundo o CBH-BPG (2017b). Em razão da análise temporal das demandas por água terem sido

feitas de 10 em 10 anos (1988, 1998, 2008 e 2018), considerou-se que a área plantada no ano de 2012 é referente ao ano de 2008 na análise. Para obter a porcentagem de área plantada de laranja em relação as áreas de culturas anuais e perenes para o ano de 2008, multiplicou-se o valor da área por 100 e dividiu-se pela área das culturas anuais e perenes, obtidas no mapeamento de uso e cobertura do solo. Cerca de 65,35% da área de culturas anuais e perenes é ocupada por laranja. Em virtude da falta de dados de área ocupada de laranja para os demais anos, considerou-se em torno de 65% para os anos de 1988, 1998 e 2018. A Tabela 8 apresenta o consumo total de água demandado pelas indústrias para o processamento da laranja.

Tabela 8 - Volumes captados pelas indústrias para o processamento de laranja nos anos de 1988, 1998, 2008 e 2018

	1988	**1998**	**2008**	**2018**
Produtividade (t/ha)	29,6	29,6	29,6	29,6
Área das culturas anuais e perenes (ha)	47.493,10	61.414,92	35.684,41	40.795,10
Área estimada (ha)	31.037,06	40.135,06	23.320	26.659,87
Consumo (m³/t)	1	1	1	1
Consumo total (m³)	918.696,91	1.187.997,77	690.272	789.132,15

O consumo de água pela irrigação foi estimado baseando-se nas áreas irrigadas. Para os anos de 1988 e 1998 foi necessário estimar a área pela falta de valores disponíveis. Segundo Rebouças, Braga e Tundsi (2006), o crescimento da área irrigada para a região sudeste gira em torno de 1,33%. Com base nessa porcentagem, calculou-se a área irrigada para os anos de 1988 e 1998. Os valores de área dos anos de 2008 e 2018 foram retirados do CBH-BPG (2017a). Adotou-se uma média de 4mm/dia de irrigação para 1ha com a finalidade de obter o volume de água consumido. Calculou-se o volume anual para os 5 meses mais secos. A Tabela 9 apresenta os volumes de água consumidos pela irrigação para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018.

Tabela 9 - Volumes captados pela irrigação nos anos de 1988, 1998, 2008 e 2018.

	1988	**1998**	**2008**	**2018**
Área irrigada (ha)	10.954	12.523	13.939	26.945
Volume (m³/dia)	40	40	40	40
Volume (m³/ano)	6.000	6.000	6.000	6.000
Volume total	65.722.666,62	75.138.737,57	83.634.000,00	161.671.440,00

1.2.5 Estatísticas de ajuste do modelo

A precisão dos valores estimados pelo WEAP em comparação com os dados históricos observados de vazão nas estações fluviométricas é aferida usando o coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe (NSE) (NASH; SUTCLIFFE, 1970), índice de concordância de Willmott (d) (WILLMOTT, 1981), o coeficiente de correlação de Pearson (r) e o coeficiente de determinação. As equações 3, 4 e 5, representam o NSE, d e r, respectivamente. A utilização destes indicadores permite identificar super estimações ou subestimações do modelo.

$$NSE = 1 - \frac{\Sigma_{i=1}^{n}(O_i - P_i)^2}{\Sigma_{i=1}^{n}(O_i - \hat{O})^2} \quad (3)$$

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

$$r = \frac{\sum(x_i - \bar{x}) - (y_i - \bar{y})}{\sqrt{(\sum(x_i - \bar{x})(\sum(y_i - \bar{y})^2)}} \quad (5)$$

Onde o Ô é a média dos dados de vazão observados; Oi são os dados observados de vazão; Pi são os dados estimados de vazão e n o número total de observações para um determinado intervalo de tempo. O valor de d varia de 0 a 1, sendo que quanto maior o valor d, melhor o desempenho do modelo. O X e Y representam os valores das variáveis e $\overline{X}$ e $\overline{Y}$ são as médias dos valores X_i e Y_i.

Para obter um ajuste aprimorado entre os dados observados e simulados o valor de NSE deve ser próximo de 1, e quando for ≤ 0 indica que a média dos dados observados de vazão são melhores que a simulação realizada. Quando o valor de NSE for maior que 0,75, a performance do modelo é considerada boa. Para valores de NSE compreendidos entre 0,36 e 0,75 a performance é considerada aceitável, ao passo que valores de NSE abaixo de 0,36 o modelo é considerado inaceitável (COLLISCHONN; TUCCI, 2003; MORIASI et al., 2007).

A faixa de valores do índice de concordância de Willmott varia entre 0 para nenhuma concordância a 1 para uma concordância perfeita (CAMARGO; SENTELHAS, 1997).

O coeficiente de relação de Pearson, descreve o grau de colinearidade entre dados simulados e observados, variando de -1 a 1. Se r = 0, não existe relação

linear. Se r = 1 ou -1, existe uma relação linear positiva ou negativa perfeita. A Tabela 10 apresenta os valores do coeficiente de correlação de Pearson (r).

Tabela 10 – Classificação dos valores do coeficiente de correlação de Pearson

Coeficiente de correlação	Classificação
0,0 a 0,1	Baixa
0,1 a 0,3	Muito baixa
0,3 a 0,5	Moderada
0,5 a 0,7	Alta
0,7 a 0,9	Muito alta
0,9 a 1,0	Quase Perfeita

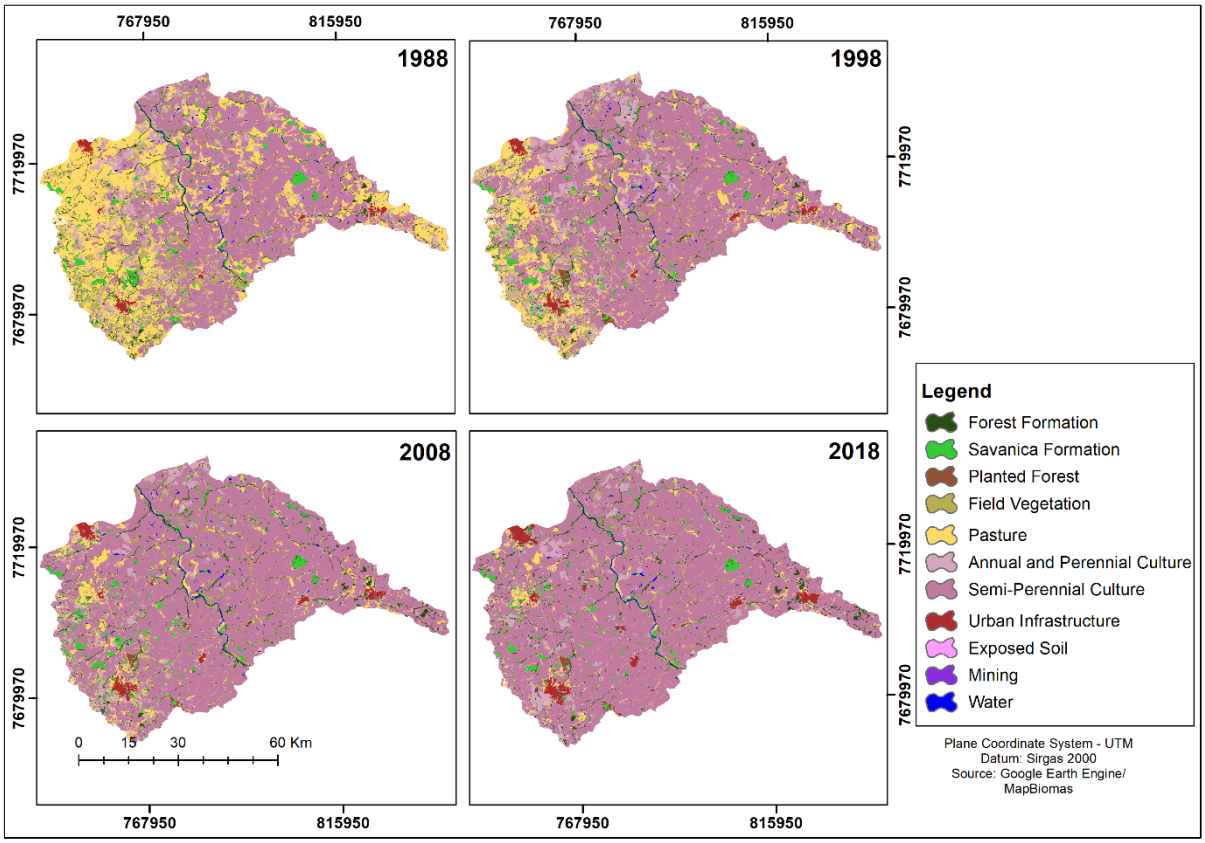
Fonte: Hopkins (2000).

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.3.1 Uso e cobertura da terra

A Figura 9 apresenta o uso e cobertura da terra para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018. Em virtude da cobertura que representa a área de estudo, foram definidas onze classes: formação florestal, formação savanica (ou cerrado), formação campestre, floresta plantada, pastagem, Cultura anual e perene, Cultura semi-perene, Área urbana, Solo exposto, Mineração e Água.

Figura 9 - Uso e cobertura da terra da área de estudo para os anos analisados



No ano de 1988, a maior predominância na área de estudo era de cultura semi-perene, pastagem, culturas anuais e perenes e formação campestre. Nesse período, a cana-de-açúcar estava iniciando sua expansão na bacia, ocupando uma área de 158.361,41 hectares, ou seja, 41,77% da área de estudo. A alteração do uso e cobertura da terra para os anos analisados pode ser verificada na Tabela 11.

Em 1998, houve um crescimento significativo nas classes de cultura semi-perene (14,81%) e cultura anual e perene (3,67%), representada principalmente pela laranja, soja, milho e sorgo. Em contrapartida, houve maiores reduções nas classes pastagem (-15,34%) e formação campestre (-3,02%). Observou-se que a expansão da cana-de-açúcar resultou na diminuição da área de pastagem.

Já no ano de 2008 ocorreu um incremento de 13,61% na classe cultura semi-perene, totalizando 266.114,67 hectares. Em virtude do avanço da cana-de-açúcar na bacia, as classes pastagem e cultura anual e perene sofreram uma redução de (-6,99%) e (-6,79%) respectivamente.

Em 2018 houve novamente o crescimento de 3,12% na classe cultura semi-perene, ocupando cerca de 73,31% da área da bacia. A classe pastagem diminuiu 3%

em relação a 2008. De acordo com a ANA (2019), em decorrência de uma perspectiva promissora para o setor sucroenergético, desde o início da década de 2000, investimentos foram feitos para aumentar substancialmente a produção de cana-de-açúcar, principalmente para produzir etanol. Tais investimentos foram expressivos nos estados do Centro-Sul, resultando na duplicação da área cultivada de cana em duas décadas. Entretanto, de 2013 a 2018 as áreas cultivadas têm permanecido estáveis.

Nota-se que as classes formação florestal, formação savanica e formação campestre apresentaram variações ao longo dos anos, contabilizando uma redução de (-5,55%) de 1988 a 2018. Segundo o CBH-BPG (2017b) a UGRHI 12 no decorrer dos anos sofreu intenso desmatamento, tornando-se uma das regiões do estado de São Paulo que apresentam menores índices de cobertura vegetal nativa com percentuais inferiores a 10%. Esta informação corrobora com o resultado da soma das três classes de vegetação da área de estudo para o ano de 2018 (9,71%).

Tabela 11 – Uso e cobertura da terra para os anos de 1988, 1998, 2008 e 2018

Uso do solo	1988		1998		2008		2018	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
Formação florestal	15.426,37	4,07	15.007,89	3,96	16.009,93	4,22	15.761,82	4,16
Formação savanica	12.365,76	3,26	11.172,35	2,95	12.944,12	3,41	10.053,18	2,65
Formação campestre	30.083,01	7,93	18.634,51	4,91	15.810,19	4,17	10.984,80	2,90
Floresta plantada	288,68	0,08	1.457,96	0,38	1.236,46	0,33	1.279,82	0,34
Pastagem	108.055,83	28,50	49.897,25	13,16	23.396,14	6,17	12.027,97	3,17
Cultura anual e perene	47.493,10	12,53	61.414,92	16,20	35.684,41	9,41	40.795,10	10,76
Cultura semi-perene	158.361,41	41,77	214.509,94	56,58	266.114,67	70,19	277.971,74	73,31
Área urbana	3.301,06	0,87	4.358,61	1,15	5.135,04	1,35	7.517,76	1,98
Solo exposto	1.264,16	0,33	236,19	0,06	316,30	0,08	296,74	0,08
Mineração	20,81	0,01	6,83	0,00	-	-	0,37	0,00

Água	2.488,79	0,66	2.452,54	0,65	2.501,74	0,66	2.459,69	0,65
Total	379.148,99	100	379.148,99	100	379.148,99	100	379.148,99	100

1.3.2 Calibração e validação do modelo WEAP

A calibração do modelo WEAP foi feita manualmente, variando os valores dos parâmetros afim de alcançar um resultado visual aceitável. Comparou-se as vazões observadas e simuladas para o período de 1988 a 2015 (calibração) e no período de 2016 a 2019 (validação). A Figura 10 apresenta o hidrograma das vazões observadas e estimadas para o período de calibração e validação. Já a Figura 11 representa a dispersão dos valores das vazões observadas e preditas para o período de calibração.

Figura 10 - Vazões observadas e estimadas pelo modelo WEAP para a área de estudo

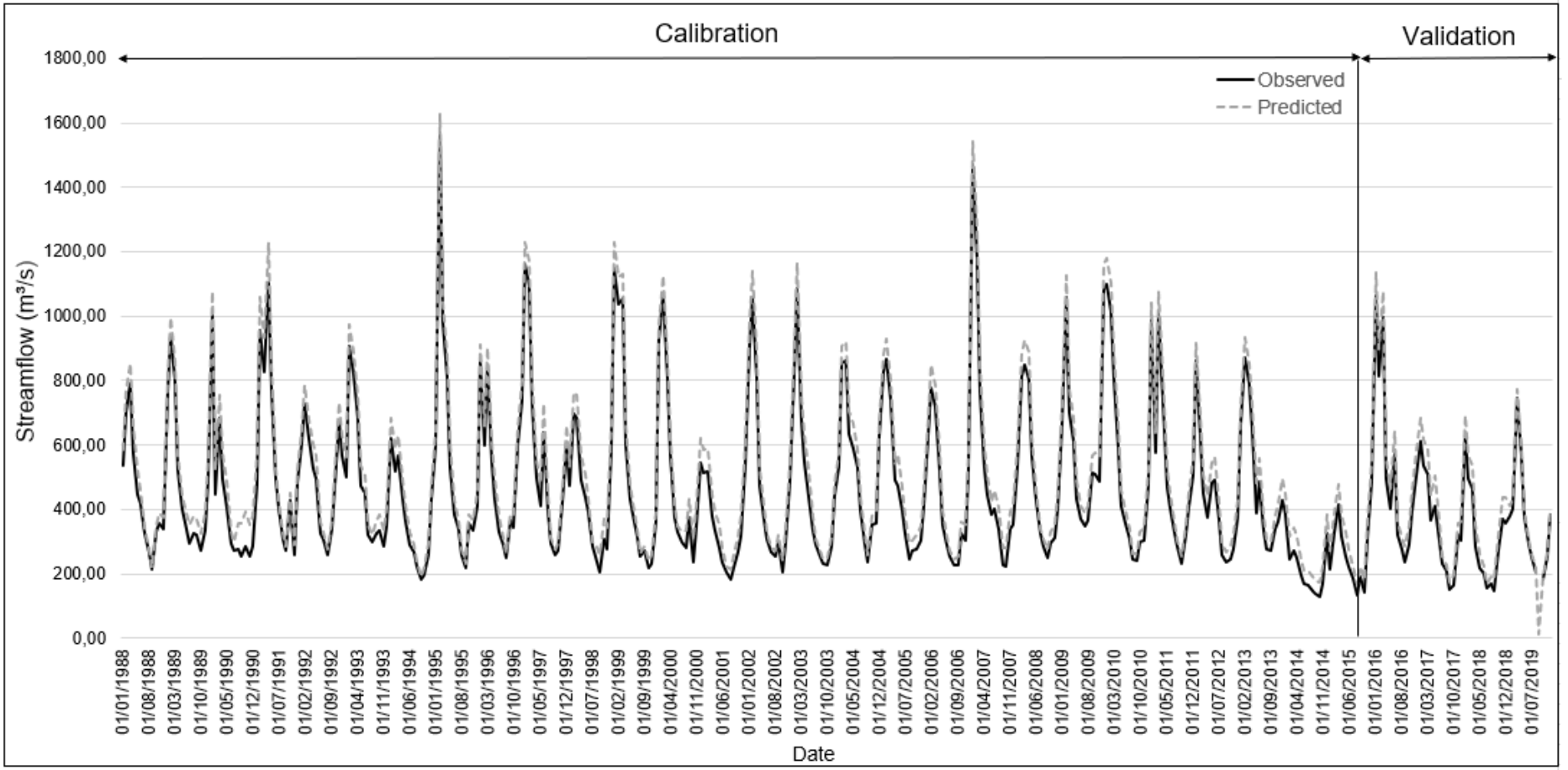
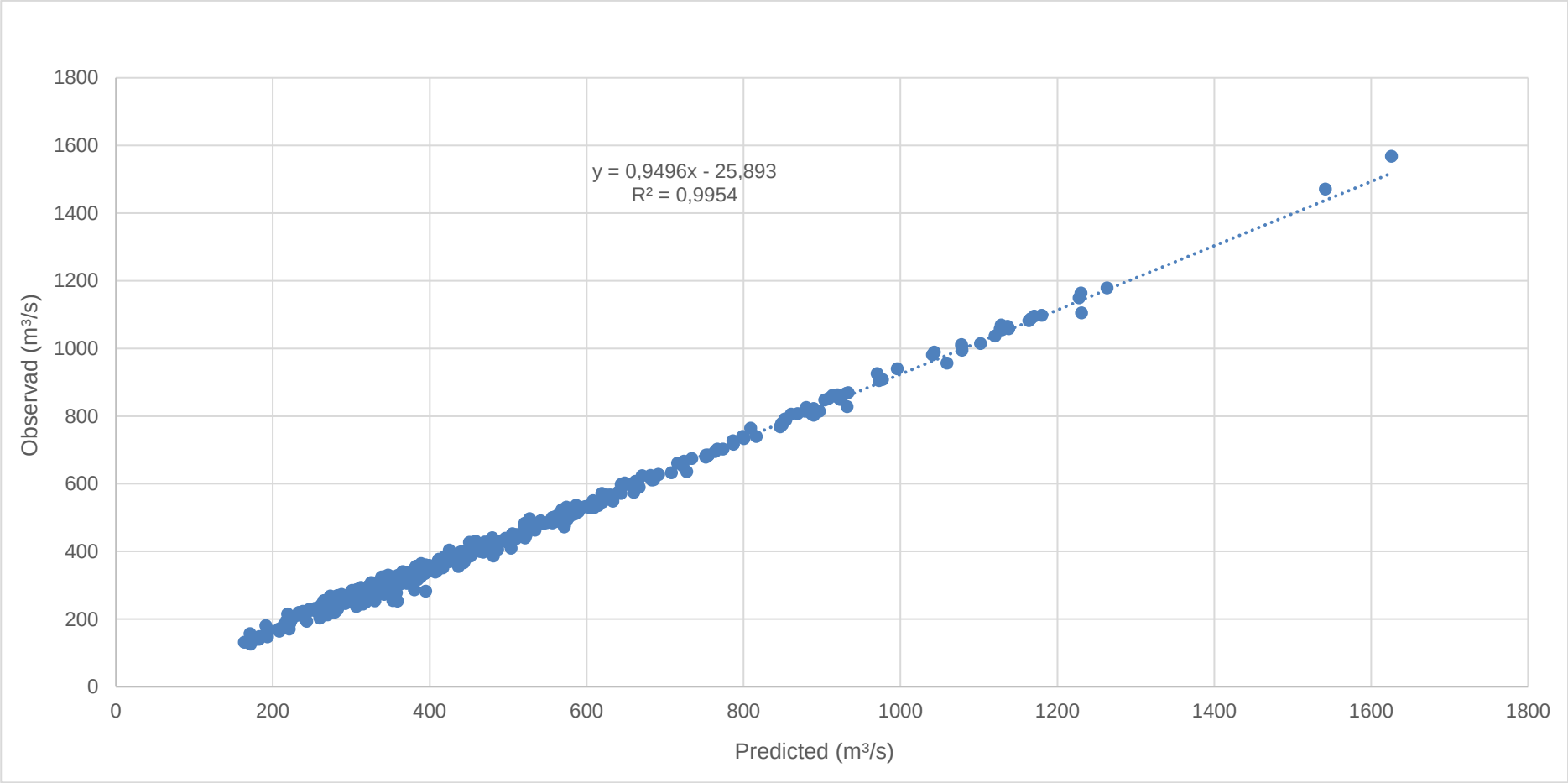


Figura 11 – Dispersão dos valores das vazões observadas e preditas pelo modelo WEAP para o período de calibração



Observa-se previamente por meio de uma análise visual que as vazões preditas e as observadas apresentam um ajuste semelhante. Importante salientar que há uma pequena tendência de superestimativa do modelo na fase de recessão, localizada após os picos elevados de vazão especialmente nos meses mais chuvosos.

Para aferir se o melhor ajuste das vazões foi alcançado, utilizou-se os índices estatísticos. Na Tabela 12 apresentam-se os valores estatísticos para a calibração e a validação do ajuste.

Tabela 12 – Estatística de ajuste da calibração e validação do modelo WEAP

Índices	Calibração (1988 - 2015)	Validação (2016-2019)
r	0,997	0,997
d	0,988	0,988
NSE	0,949	0,955
R^2	0,995	0,995

Os valores obtidos pelos índices estatísticos corroboram com a análise visual da Figura 10, e representam a eficiência do WEAP em prever as vazões na área de estudo, considerando dados de entrada e os parâmetros calibrados.

A correlação de Pearson (r) para a calibração e validação apresentou o valor de 0,99, considerado “quase perfeito” de acordo com a Tabela 10. O índice de concordância de Willmott (d) foi de 0,99 para a calibração e validação, mostrando um ótimo nível de precisão. Vieira e Sandoval-Solis (2018), obtiveram para a calibração do WEAP na bacia do rio Verde Grande, Brasil, o valor de 0,92 para o índice de concordância de Willmott no período de calibração. Já para a validação, o desempenho obtido neste estudo foi maior, uma vez que os autores encontraram 0,8.

O coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe para a calibração foi 0,95 e para validação 0,96. O coeficiente de determinação para a calibração e validação foi 0,99, exibindo um ótimo ajuste representado pela Figura 11. Resultados similares foram relatados por Amin et al. (2018), ao calibrarem o modelo WEAP para a bacia do Alto Indo no Paquistão, em que o coeficiente de determinação e os valores de Nash Sutcliffe variaram de 0,81–0,96. No período de validação o coeficiente de determinação e os valores de Nash Sutcliffe variaram de 0,85–0,94.

Para a calibração do modelo WEAP foram utilizados parâmetros físico-hídricos dos solos da bacia e das culturas que relacionam com o processo chuva-escoamento:

coeficiente de cultura, capacidade de água do solo, resistência ao escoamento, condutividade e direção do fluxo. A Tabela 13 mostra os parâmetros de calibração usados no modelo.

Tabela 13 – Valores dos parâmetros do modelo WEAP após a calibração

Parâmetro	Unidades	Categorias	Trecho da UGRHI 12
Coeficiente de cultura (Kc)	Sem unidades	Cana-de-açúcar	Jan-Fev-Mar:0,5; Abr: 0,6; Mai: 0,7; Jun-Jul:0,8; Ago: 0,9; Set-Out: 0,7; Nov-Dez:0,6.
		Laranja	Jan-Fev-Mar: 0,5; Abr-Mai: 0,6; Jun: 0,8; Jul:1; Ago:1,2; Set: 0,7; Out: 0,8; Nov-Dez: 0,5.
		Pastagem	Jan-Fev:0,6; Mar-Abr:0,5; Mai:0,8; Jun:1; Jul: 1,2; Ago:1; Set-Out:0,9; Nov: 0,8; Dez: 0,6.
		Outros	Jan-Fev-Mar-Abr: 0,2; Mai-Jun:0,7; Jul-Ago:0,8; Set: 0,7; Out:0,5; Nov: 0,4; Dez: 0,3.
Capacidade de água do solo (SWC)	mm	Cana-de-açúcar, laranja, pastagem e outros	Jan: 3.000; Fev-Mar: 2.500; Abr: 200; Mai-Jun: 100; Jul: 80; Ago: 200; Set-Out: 2.000; Nov: 2.500; Dez: 3.000.
Capacidade de retenção de água em profundidade (DWC)	mm		4.000
Fator de	Sem	Cana-de-	6

resistência ao escoamento (RRF)	unidades	açúcar, laranja, pastagem e outros	
Condutividade da zona radicular (RZC)	mm/mês	Latossolo Vermelho Distroférrico	150
		Latossolo Vermelho Distrófico	150
		Latossolo Vermelho Amarelo	150
		Argissolo vermelho amarelo	200
Direção preferencial do fluxo (PFD)	Sem unidades	Cana-de-açúcar, laranja, pastagem e outros	0,1
Z1 inicial	**%**		20
Z2 inicial	%		10

Constatou-se que os parâmetros mais sensíveis na calibração do WEAP foram o coeficiente de cultura e a capacidade de água do solo.

O Kc foi o parâmetro mais sensível da calibração do WEAP. Antes da calibração do modelo os coeficientes das culturas foram preenchidos de acordo com os valores citados pela literatura. Durante a calibração percebeu-se que a diminuição desses valores nos meses chuvosos resultou na aproximação das vazões estimadas em relação as observadas. Tal fato pode ser justificado pela equação da evapotranspiração de referência (ETo = Etc/Kc), em que a redução da ETo nos meses chuvosos leva a diminuição da vazão.

A capacidade de água no solo apresentou valores distintos durante os meses do ano. Nos meses com grande fluxo de entrada os valores foram altos, diferentemente dos meses com baixos índices pluviométricos em que o escoamento superficial também é baixo. Tal fato pode estar relacionado com a característica do relevo e o tipo de solo preponderante (Latossolo). Esse tipo de solo apresenta alta permeabilidade, propiciando a infiltração de água no solo e consequentemente a formação de vazão através dos fluxos de base.

O fator de resistência ao escoamento foi constante para todos os tipos de uso e cobertura do solo. Este resultado está relacionado ao fato de que grande parte da

área em estudo é ocupada por culturas agrícolas. Segundo Beltrame (1994), a cobertura vegetal é resistente ao fluxo, protegendo o solo contra o impacto das gotas da chuva e as raízes atuam no aumento da porosidade e permeabilidade do solo, reduzindo o escoamento superficial.

Em relação a capacidade de retenção de água em profundidade, o valor obtido foi de 4.000 mm. Já na condutividade da zona radicular os valores dos tipos de Latossolos diferiram do valor calibrado para o Argissolo. Vieira e Sandoval-Solis (2018), obtiveram valores de DWC variando entre 15 a 3.000 mm e RZC de 5 a 30 mm/mês para as sub-bacias estudadas. Faiz et al. (2018), encontraram para o DWC 320 mm e para o RZC 220 mm/mês. Nota-se que existe discordância entre os resultados alcançados neste estudo ao comparar com os valores obtidos pelos autores citados. No entanto, os resultados tendem a ser diferentes pois cada bacia hidrográfica apresenta peculiaridades de um determinado local.

O parâmetro PFD não apresentou variações para cada tipo de uso e cobertura da terra. A declividade do terreno é um fator que está diretamente relacionada com a direção preferencial do fluxo. Quanto maior a declividade, maior será o PFD. Segundo Albuquerque (2014), o trecho da UGRHI estudada possui grande parte do relevo classificado de plano a suave ondulado (exceto as áreas localizadas próximas as nascentes), justificando o valor baixo (0,1) encontrado na calibração.

1.4 CONCLUSÃO

Conclui-se que os valores dos parâmetros após a calibração mostraram que a hidrologia do trecho estudado da UGRHI 12 é prevista com precisão pelo modelo WEAP.

Os valores dos índices estatísticos obtidos na calibração e validação do WEAP são considerados ótimos e em certo sentido isso fornece a confiança de que a previsão futura de vazão pode ser projetada com precisão com base em cenários futuros.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, E. M. Modelagem da produtividade da cana-de-açúcar na região de Barretos e Morro Agudo, São Paulo. 2014. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2014.

AMIN, A. et al. Analysis of current and futurewater demands in the Upper Indus Basin under IPCC climate and socio-economic scenarios using a hydro economic WEAP Model. Water (Switzerland), v. 10, n. 5, 2018.

ANA. Levantamento da cana-de-açúcar irrigada e fertirrigada no Brasil. Brasília, 2019.

BELTRAME, A. V. Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação. Florianópolis: Ed. da UFSC, 112 p., 1994.

CAMARGO, A. P.; SENTELHAS, P. C. Avaliação do desempenho de diferentes métodos de estimativa da evapotranspiração potencial no estado de São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Agrometeorologia, v.5, n.1, p.89-97, 1997.

CBH-BPG. Plano da bacia hidrográfica 2016-2027 do Baixo Pardo/Grande, SP. Prognóstico. Bebedouro, 2017a.

CBH-BPG. Plano da bacia hidrográfica 2016-2027 do comitê da bacia hidrográfica do Baixo Pardo/Grande. Diagnóstico, instrumentos de gestão de recursos hídricos, plano de ações e programa de investimentos de curto prazo, 2017 – 2019. São Carlos, 2017b.

CBH-BPG. Relatório de Situação 2018 - UGRHI 12. Ano Base 2017. Barretos, 2018.

CETEC. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos do Baixo Pardo/Grande - UGRHI 12. Minuta Preliminar do Relatório técnico final. Lins, 2000.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Ajuste multiobjetivo dos parâmetros de um modelo hidrológico. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.8, n., p.27-39, 2003.

CONAB. Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar, v.7, n.3, Safra 2020/21, Terceiro Levantamento, Brasília, p.1-62, 2020. Disponível em: <http://www.conab.gov.br>. Acesso em: 20 jan. 2020a.

CONAB. Histórico mensal da laranja. 2020. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/analises-do-mercado-agropecuario-e-extrativista/analises-do-mercado/historico-mensal-de-laranja>. Acesso em: 20 jan. 2020b.

EMBRAPA. Estudo mostra como usinas de cana podem reduzir consumo de água. 2015. Disponível em: < https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-

/noticia/2482285/estudo-mostra-como-usinas-de-cana-podem-reduzir-consumo-de-agua>. Acesso em: 24 jan. 2021.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018.

FAIZ, M. A. et al. Performance evaluation of hydrological models using ensemble of General Circulation Models in the northeastern China. Journal of Hydrology, v. 565, n. August, p. 599–613, 2018.

HOPKINS, W. G. Correlation coefficient: a new view of statistics. 2000. Disponível em: <http://www.sportsci.org/resource/stats/correl.html>. Acesso em: 20 jan. 2021.

INGOL-BLANCO, E.; MCKINNEY, D. C. Development of a Hydrological Model for the Rio Conchos Basin. Journal of Hydrologic Engineering, v. 18, n. 3, p. 340–351, 2013.

JÚNIOR, J. A. Necessidade hídrica e resposta da cultura de lima ácida 'Tahiti' a diferentes níveis de irrigação. 2006.Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP, 2006.

KHALIL, A.; RITTIMA, A.; PHANKAMOLSIL, Y. The projected changes in water status of the Mae Klong Basin, Thailand, using WEAP model. Paddy and Water Environment, v. 16, n. 3, p. 439–455, 2018.

MAPBIOMAS. Projeto MapBiomas – Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, 2020. Disponível em: https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas- -BR. Acesso em: 24 de abr. de 2020.

MORIASI, D. N. *et al*. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. Soil & Water Division of ASABE, v. 50, n. 3, p. 885-900, Mar. 2007.

NASH, J. E.; SUTTCLIFE, J. E. River flow forecasting through conceptual model: Part I: a discussion of principles. Journal of Hydrology. V. 10, n. 3, pp. 282-290. 1970.

OLIVEIRA, J.B. *et al*. Mapa pedológico do estado de São Paulo: legenda expandida. Campinas: Instituto Agronômico; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. Disponível em: https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/336272/mapa-pedologico-do-estado-de-sao-paulo-legenda-expandida. Acesso em: 12 de jun. de 2020.

OLIVOS, L.M.O. Sustentabilidade do uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos no município de São Carlos-SP. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências/Engenharia Hidráulica e Ambiental) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação. 3ª ed. São Paulo: Escrituras, 2006.

SANCHES, A. et al. Consumo de água de forrageiras tropicais no período de formação de pastagem. Revista Brasileira de Agricultura Irrigada, v. 11, n. 2, p. 1291–1301, 2017.

SEI. Stockholm Environment Institute. WEAP (water evaluation and planning): user's guide, 2015. Disponível em: http://www.weap2 1.org/downloads/WEAP_User_Guide.pdf.. Acesso em: 16 nov. 2020.

SIEBER J., PURKEY D. User Guide for WEAP21 (Water Evaluation and Planning System). Stockholm Environment Institute, US Center, p. 219, 2007.

SHUMET, A. G.; MENGISTU, K. T. Assessing the Impact of Existing and Future Water Demand on Economic and Environmental Aspects (Case Study from Rift Valley Lake Basin: Meki-Ziway Sub Basin), Ethiopia. International Journal of Waste Resources, v. 6, n. 2, 2016.

VIEIRA, E. O.; SANDOVAL-SOLIS, S. Water resources sustainability index for a water-stressed basin in Brazil. Journal of Hydrology: Regional Studies, v. 19, n. January, p. 97–109, 2018.

WARREN, M. S. Integração de Sensoriamento Remoto e modelos hidrológicos para a estimativa da evapotranspiração: uma revisão bibliográfica. Espaço e Tempo, São Paulo, n. 35, p. 143-159, 2013.

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

YATES, D. *et al*. WEAP21 - A demand-, priority-, and preference-driven water planning model. Part 2: Aiding freshwater ecosystem service evaluation. Water International, v. 30, n. 4, p. 501–512, 2005.

CAPÍTULO 2
Aplicabilidade do modelo WEAP para um trecho da UGRHI Baixo Pardo/Grande

Bruna Nogueira Rezende, Alexandre Barcellos Dalri, Edson de Oliveira Vieira

RESUMO

O uso da água enfrenta vários desafios, principalmente devido ao crescimento da população, aumento do consumo, padrões de vida mais elevados e a sazonalidade do clima. Adaptar-se a essas possíveis mudanças e utilizar a água de forma sustentável são alguns dos desafios que enfrentam a futura gestão da água na agricultura. Neste estudo, a sustentabilidade do uso da água foi avaliada por critérios de desempenho que consideram a gestão de adaptação na irrigação. Utilizou-se o modelo hidrológico WEAP para analisar as projeções futuras de três cenários: (1) um crescimento de 1,33% nas demandas dos setores usuários de água (abastecimento urbano, industrial e irrigação); (2) um aumento de 2% na área irrigada; (3) um aumento de 10% na área irrigada; para um período de tempo de 2020 até 2040. Os resultados mostram que o índice de sustentabilidade diminuirá até o ano de 2040. O cenário 1 é o menos impactante e mais sustentável de todos. A necessidade de água para irrigação aumentará no futuro em relação ao período histórico.

Palavras-chave: Aumento de áreas irrigadas. Cenário de gestão de água. Modelagem hidrológica.

Applicability of the WEAP model for a stretch of the UGRHI Baixo Pardo/Grande

ABSTRACT

Water use faces several challenges, mainly due to population growth, increased consumption, higher standards of living and the seasonality of the climate. Adapting to these possible changes and using water sustainably are some of the challenges facing future water management in agriculture. In this study, the sustainability of water use was assessed by performance criteria that consider adaptation management in irrigation. The WEAP hydrological model was used to analyze the future projections of three scenarios: (1) a 1.33% growth in the demands of the water user sectors (urban, industrial and irrigation supply); (2) a 2% increase in the irrigated area; (3) a 10% increase in the irrigated area; for a period of time from 2020 to 2040. The results show that the sustainability index will decrease by the year 2040. Scenario 1 is the least impactful and most sustainable of all. The need for irrigation water will increase in the future compared to the historical period.

Keywords: Increase in irrigated areas. Water management scenario. Hydrological modeling.

2.1 INTRODUÇÃO

A agricultura de hoje é responsável pela maioria das captações dos recursos hídricos em bacias hidrográficas. Em termos quantitativos a irrigação é o usuário dominante de água no Brasil, captando cerca de 50% do volume dos mananciais (ANA, 2019). À medida que as populações continuam a crescer, a agricultura irrigada fornecerá uma parcela crescente do total da produção de alimentos para atender a demanda crescente.

A UGRHI Baixo Pardo/Grande fornece significativa produção agrícola para o estado de São Paulo, com o destaque para a cana-de-açúcar por ser a principal cultura cultivada e por representar substancialmente a cobertura do solo na UGRHI 12. A laranja ocupa o segundo lugar em áreas cultivadas, contribuindo para a movimentação econômica juntamente com o setor sucroenergético (CBH-BPG, 2017).

A cana-de-açúcar possui elevada resiliência ao estresse hídrico, porém a produtividade é limitada com a deficiência hídrica, mas não é inviabilizada economicamente. A irrigação plena na cultura da cana-de-açúcar é indicada quando a precipitação anual é inferior a 800 mm. A irrigação suplementar é utilizada quando há déficit hídrico acentuado no período de perfilhamento e crescimento dos colmos, ocorrendo quando a precipitação anual é inferior a 1.000 mm (STEDUTO, 2012; ANA, 2019).

Em relação a laranja, sua maior demanda hídrica ocorre na época de emissão dos botões florais (outubro a novembro) e durante o desenvolvimento dos frutos (no período seco). O período de menor demanda acontece de abril a setembro, quando ocorrem o início da maturação e a colheita dos frutos (COELHO et al., 2006).

O uso sustentável da água na agricultura enfrenta vários desafios devido às mudanças climáticas futuras, aumento da população e padrões de vida mais elevados. Adaptar-se a essas possíveis mudanças futuras e sustentar o uso da água são alguns dos desafios que enfrentam a gestão da água na agricultura (SANTIKAYASA et al., 2014).

No contexto das bacias hidrográficas, os setores usuários de água, os conflitos a montante e a jusante, todos os ecossistemas e as funções que eles desempenham, são desafios para o desenvolvimento sustentável das bacias no futuro. Deste modo, avaliações abrangentes e integradas são necessárias para avaliar o impacto de

futuros cenários de gestão, planejados para alcançar uma bacia hidrográfica sustentável (BANGURA; LYNCH; BINNS, 2013).

Neste sentido o modelo WEAP se diferencia dos demais modelos por ter uma abordagem única para a condução de estudos sobre planejamento integrado dos recursos hídricos. Possibilita a integração dos processos hidrológicos de natureza física com a gestão dos recursos hídricos, dispondo de uma infraestrutura instalada na qual é possível analisar cenários múltiplos, mudar os padrões de consumo pelos setores usuários de água, alterar o uso e cobertura da terra, aumentar áreas irrigadas, analisar mudanças nas culturas cultivadas, projetar alterações climáticas, entre outras (YATES et al., 2005).

O planejamento e gestão da água é usado para redistribuir o recurso de forma a tentar satisfazer as necessidades dos usuários de água incluindo o meio ambiente. Desta forma, para avaliar a gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas são utilizados indicadores de sustentabilidade (SI). Esses indicadores são compostos por critérios de desempenho: confiabilidade, resiliência e vulnerabilidade (SANDOVAL-SOLIS et al. 2011).

Diante do exposto, este estudo teve por objetivo analisar a disponibilidade de água atual da UGRHI Baixo Pardo/Grande e a disponibilidade hídrica futura a partir de três cenários: (1) um crescimento de 1,33% nas demandas dos setores usuários de água; (2) um aumento de 2% na área irrigada; (3) um aumento de 10% na área irrigada.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Caracterização da área de estudo

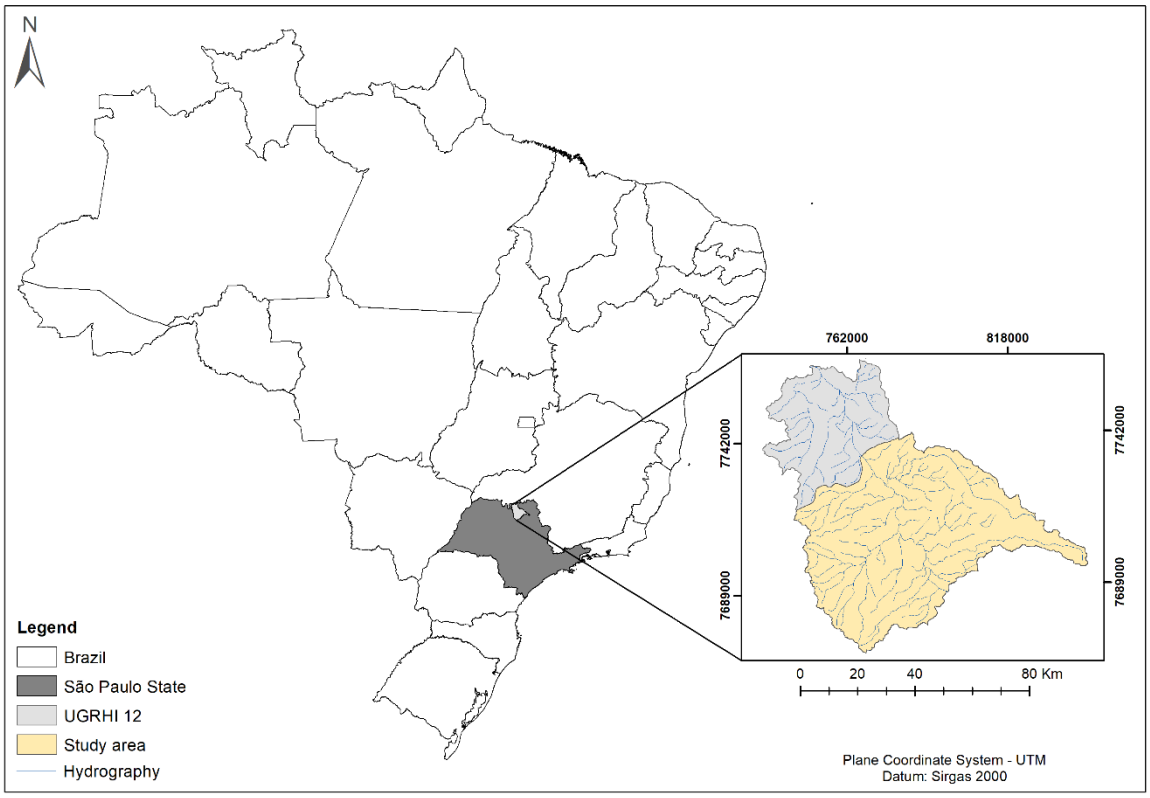
A UGRHI 12 corresponde a bacia hidrográfica do Baixo Pardo/Grande e está inserida na bacia do Paraná, localizando-se ao norte do estado de São Paulo, desde a foz do rio Mogi-Guaçu até o rio Grande, na divisa com o estado de Minas Gerais. Estende-se por doze municípios, compõe uma área de cerca de 7.264,8 km² e possui uma população de aproximadamente 377.000 habitantes. A atividade agrícola na bacia é expressiva e sua produção está voltada basicamente para a cultura da cana-de-açúcar e laranja (CBH-BPG, 2017).

O clima na bacia é do tipo Aw e Cwa segundo a classificação Koppen, caracterizado como um clima tropical com inverno seco. O regime pluviométrico é

tropical típico, com um período chuvoso de outubro a abril, e um período de estiagem iniciando em maio e terminando em setembro, cuja precipitação média anual é de 1.400 mm por ano. As temperaturas médias anuais variam entre 24 e 30ºC. Os principais cursos d'água são o rio Pardo, Grande, Velho e das Perdizes contabilizando uma área de drenagem correspondente a 7.249 km², além de possuir dois reservatórios (Porto Colômbia e Marimbondo) (CBH-BPG, 2017).

A divisão das sub-bacias da bacia do Baixo Pardo/Grande obedeceu ao método desenvolvido pelo engenheiro Otto Pfafstetter (CBH-BPG, 2017). A área da UGRHI 12 está dividida em 10 sub-bacias, sendo que a área adotada para este estudo abrange 5 sub-bacias (Ribeirão do Rosário/Córrego do Cruzeiro, Ribeirão Indaiá/Ribeirão do Agudo, Córrego da Sucuri/Ribeirão do Banharão/Ribeirão das Areias, Ribeirão do Turvo/Córrego das Pedras e Ribeirão das Palmeiras), com uma extensão de aproximadamente 3.792 km² (Figura 1). A área de estudo foi estabelecida em função da disponibilidade de dados fluviométricos consistentes compatíveis com o período base para a calibração do modelo WEAP, o que justifica a não utilização das demais sub-bacias da UGRHI.

Figura 1 – Localização espacial da UGRHI Baixo Pardo/Grande e da área de estudo



2.2.2 WEAP

O modelo WEAP foi utilizado para simular a vazão para a área de estudo usando dados climáticos históricos observados. O modelo foi calibrado para o período de 1988 a 2015 e validado para o período de 2016 a 2019. Além disso foi empregue para projetar as vazões para o período de 2020 até 2040, mediante os cenários propostos e as informações contidas no capítulo 1.

2.2.3 Demanda pelo uso da água

A água do trecho estudado do rio Pardo é alocada para o uso urbano, industrial e irrigação. Os valores dos volumes captados foram obtidos por meio de outorgas, através do DAEE e por cálculos realizados no capítulo 1. A Tabela 1 apresenta a demanda de água dos setores usuários para o ano de 2018.

Tabela 1 – Demanda de água por setor usuário na área de estudo para o ano de 2018.

Usuário	Volume total anual (m^3)	Porcentagem do volume total anual
Abastecimento urbano	18.175.412,25	8,8
Industrial	27.617.852,00	13,3
Irrigação	161.671.438,85	77,9
Total	207.464.703,10	100

2.2.4 Disponibilidade hídrica

Neste estudo não foi possível avaliar a disponibilidade hídrica dos afluentes do rio Pardo, em virtude da falta de postos fluviométricos distribuídos com dados consistentes disponíveis na UGRHI 12. Em consequência disto não foi possível calibrar a bacia à montante da área de estudo para obter os dados de vazão de entrada.

Diante do exposto, optou-se por utilizar a vazão incremental proveniente da diferença das vazões das estações 5B-011/5C-025 e 5B-001 para analisar a disponibilidade hídrica na área de estudo.

2.2.5 Simulação de cenários futuros

Foram adotadas três possibilidades de cenários futuros para a área de estudo, estando relacionadas a duas premissas: o aumento da demanda de água pelos setores usuários e o aumento da área irrigada. As simulações consistiram em estimar as vazões mensais pelo modelo WEAP de 2020 até o ano de 2040, considerando o aumento das demandas de água e da área irrigada.

Segundo Rebouças, Braga e Tundsi (2006), o crescimento da área irrigada para a região sudeste é cerca de 1,33% ao ano. Partindo deste pressuposto, todos os setores usuários de água terão um aumento de 1,33% no consumo de água.

Em relação ao incremento de áreas irrigadas, o crescimento proposto de 2% é um cenário conservador enquanto o aumento de 10% na área irrigada é um cenário otimista.

Para a obtenção da série futura de vazões (2020-2040) utilizou-se o modelo WEAP com os parâmetros calibrados para a área de estudo considerando o período de 1988 a 2019.

O período de 1988 a 2019 foi considerado a linha de base para os cenários futuros, ou seja, a situação atual dos recursos hídricos no trecho estudado da UGRHI 12 considerando as vazões incrementais.

Deste modo, os cenários futuros para este estudo foram:

1. Cenário 1 (C1): Aumento de 1,33% em todas as demandas dos setores usuários de água da área de estudo até o ano de 2040;
2. Cenário 2 (C2): Incremento de 2% somente na área irrigada até o ano de 2040;
3. Cenário 3 (C3): Incremento de 10% somente na área irrigada até o ano de 2040.

2.2.6 Índice de sustentabilidade dos recursos hídricos (SI)

Para avaliar a sustentabilidade de cada cenário que pertence a uma futura projeção calculou-se o índice de sustentabilidade proposto por Sandoval-Solis (2011). O SI tem algumas propriedades: os valores variam de 0 a 1; se um dos critérios de desempenho for zero, a sustentabilidade também será zero; existe uma ponderação implícita em que o índice dá peso adicional para os critérios com o pior desempenho. A equação 1 representa a fórmula para calcular o SI a partir dos critérios de desempenho.

$$SI^i = \left[Rel^i * Res^i * (1 - Vul^i)\right]^{\frac{1}{3}} \quad (1)$$

Em que i é o i-ésimo usuário de água na bacia, Rel é a confiabilidade, Res é a resiliência e Vul é a vulnerabilidade.

A confiabilidade (Rel), neste estudo, é definida como a capacidade de que o abastecimento de água disponível atenda à demanda de água durante o período de simulação. Um alto valor de Rel significa que o sistema é mais confiável do que se o valor for baixo. Para calcular a Rel, uma variável x é definida: se a demanda de água é maior do que o abastecimento de água, então x é igual a 1, caso contrário, x é igual a 0 para cada mês (t). A equação 2 representa como a confiabilidade é calculada.

$$Rel_i = \frac{\sum_{t=1}^{N} x(i,t)}{N}\ x\ 100\% \quad (2)$$

Em que o N é o número de meses.

A resiliência (Res) é uma medida de quão rápido o sistema provavelmente retornará a um estado satisfatório (x (i, t) = 0) uma vez que tenha entrado em um estado insatisfatório (x (i, t) = 1) para todo o período de análise. A variável x é calculada em uma etapa mensal. De acordo com Hashimoto, Stedinger e Loucks (1982), a resiliência é a probabilidade de que um sistema irá se recuperar após um estágio insatisfatório. A Res é calculado de acordo com a equação 3.

$$Res_i = \frac{\sum_{t=1}^{N}(x(i,t)=1, x(i,t)=0)}{\sum_{t=1}^{N}(x(i,t)=1)} x\ 100\% \quad (3)$$

Em que (x (i, t) = 1, x (i, t) = 0) é a condição quando o estado insatisfatório (x (i, t) = 1) é seguido por uma condição satisfatória (x (i, t) = 0). Um alto valor de Res significa que o sistema é comparativamente rápido na recuperação de uma condição satisfatória. Um valor baixo de Res indica o oposto.

A vulnerabilidade (Vul) pode ser expressa como a média de um estado insatisfatório (x i = 1), ou seja, valor provável de déficits ou falhas (LOUCKS; VAN BEEK, 2005). A Vul é calculada como o valor esperado do déficit dividido pelo número total dos meses de períodos insatisfatórios. Este valor é então dividido pela demanda anual de água, e o resultado é um número adimensional. A equação 4 representa a fórmula de Vul.

$$Vul_i = \frac{\frac{\sum_{t=0}^{N}(D(i,t)-S(i,t))}{Da_i}}{\sum_{t=0}^{N}(x(i,t)=1)} x\ 100\% \quad (4)$$

Onde D é a demanda de água, S é o abastecimento de água e Dai são demandas anuais de água para o i ésimo local. Um baixo valor de Vul significa que o sistema é mais resistente a mudança futura.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

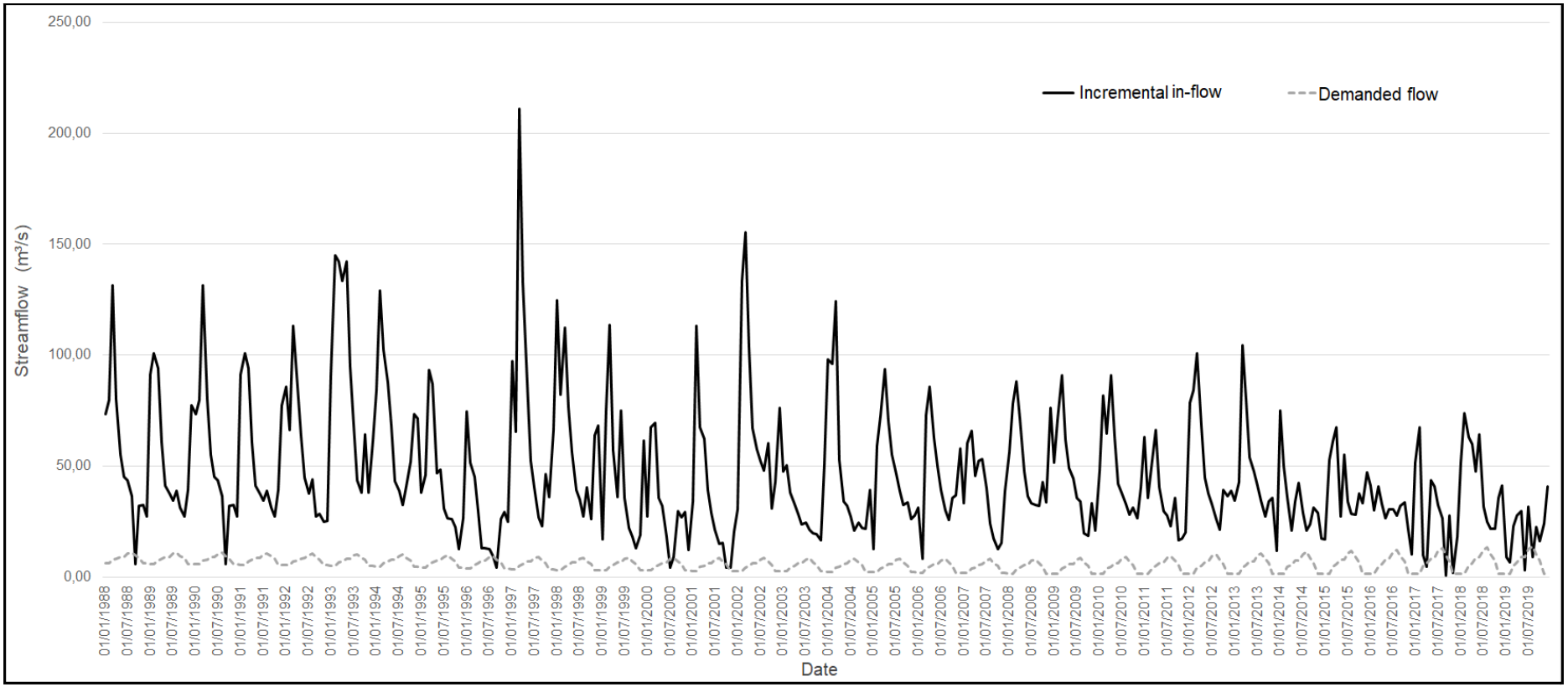
2.3.1 Demanda de água atual

O principal usuário de água da UGHRI 12 é a irrigação, captando aproximadamente 77,9% do volume total anual. O setor industrial capta 13,3% e o abastecimento urbano 8,8%.

2.3.2 Disponibilidade hídrica atual

As vazões incrementais foram comparadas com as demandas requeridas de água pelos setores usuários para o ano de 2019 (Figura 2). Verifica-se que a disponibilidade hídrica na calha principal do rio Pardo é relativamente grande ao ser confrontada com o volume de água captado. Entretanto, nos meses com baixos índices pluviométricos (iniciando em maio e terminando em setembro) percebe-se através do gráfico da Figura 2 que a demanda por água ultrapassa a disponibilidade. Tal circunstância leva a hipótese de que a baixa vazão disponível no período de seca no curso d'água pode gerar conflitos entre os setores usuários de água e também entre os próprios usuários do mesmo setor.

Figura 2 – Vazões incrementais e vazões demandadas pelos setores usuários de água na área de estudo



2.3.3 Índice de sustentabilidade (SI)

Atualmente, a situação dos recursos hídricos na área de estudo possui uma confiabilidade de 97,7%. Esta porcentagem expressa que a água disponível na bacia atende à demanda, com a exceção dos anos mais secos em que a demanda supera a disponibilidade. Em relação a resiliência obteve-se 100%, representando a capacidade que esse sistema tem de se adaptar a novas condições. Uma vez que as condições climáticas são variáveis, a bacia consegue se recuperar após períodos de seca. A vulnerabilidade é de 46,4% e representa o quanto a bacia está sujeita a déficit hídrico. O SI foi 0,81 para este período histórico. Nesse caso a vulnerabilidade hídrica abrange fatores e processos que refletem a susceptibilidade, a predisposição e as condições da bacia do rio Pardo em que a disponibilidade de água vai atender, na maioria das vezes, a demanda de seus diferentes usuários.

No cenário C1, espera-se que a confiabilidade atinja 97,2%, a resiliência 100% e a vulnerabilidade 57,3%. Percebe-se que a confiabilidade diminuirá de 97,7 para 97,2% e a vulnerabilidade aumentará de 46,4 para 57,3% tendo como referência a linha de base. As mudanças ocorrerão a partir do período histórico para o período a longo prazo. O SI para o cenário C1 é 0,75, exibindo uma redução de 0,06 em relação ao período histórico. Embora a vulnerabilidade aumente, a confiabilidade permanece alta e o rio Pardo continuará dispondo de água para atender as demandas.

No cenário C2, é esperado que a confiabilidade atinja 97,2%, a resiliência 100% e a vulnerabilidade 61,1%. Nota-se que a porcentagem da confiabilidade e resiliência se mantiveram iguais ao cenário C1. No entanto a vulnerabilidade aumentou 14,7% em relação a linha de base, colocando a situação da bacia em risco por não poder atender as demandas da irrigação assim como aos demais usuários de água. O SI calculado para este cenário foi 0,72.

Já no cenário C3, espera-se que a confiabilidade atinja 76,6%, a resiliência 36%, a vulnerabilidade 42,6% e o SI 0,54. Este cenário possui a situação mais complexa do ponto de vista da sustentabilidade dos recursos hídricos. Comparando os resultados esperados com os valores da linha de base é possível verificar um cenário menos adaptativo, visto que a demanda pela água aumentará e a disponibilidade hídrica da bacia não conseguirá suprir a vazão requerida.

Diante dos resultados obtidos, é possível observar que a partir do momento em que uma bacia se torna menos confiável em relação ao suprimento da demanda, há uma tendência de se tornar mais vulnerável, menos resiliente e menos sustentável.

Santikayasa et al. (2014), examinaram duas projeções climáticas futuras utilizando o modelo WEAP para períodos de tempo até 2099. Consideraram quatro cenários que envolviam o aumento na área irrigada, o aumento na intensidade da cultura, mudanças no padrão da cultura e a combinação do aumento da área de irrigação e o aumento da intensidade da colheita. Os resultados mostraram que o índice de sustentabilidade das sub-bacias estudadas diminuirá no futuro, corroborando com os resultados encontrados para os cenários projetados neste estudo. Além disso, o cenário da linha de base dos autores foi baseado nas projeções climáticas futuras, mantendo constante as áreas de irrigação e a intensidade do cultivo utilizando dados de 2008. Diante do exposto, os autores concluíram que aumentar a área irrigada é mais sustentável do que aumentar a intensidade da cultura ou combinar o aumento da intensidade da cultura com aumento da área sob irrigação.

2.3.4 Disponibilidade hídrica futura

Com base nos resultados esperados para o C1, verifica-se que a disponibilidade hídrica atenderá as demandas até 2040. Ressalta-se que nos meses com baixos índices pluviométricos a bacia poderá ter falta de água para atender todas as demandas dos setores usuários.

No C2 a disponibilidade de água ficará mais restrita em relação ao C1 em virtude da maior vulnerabilidade. Quanto maior a vulnerabilidade, mais susceptível a crise hídrica, menor atendimento às demandas e maior risco ao plantio irrigado. Portanto, a água disponível para a irrigação neste cenário não atenderá completamente todas as demandas.

O C3 foi caracterizado como um cenário otimista e promissor do ponto de vista de incremento de área irrigada, no entanto apresentou uma confiabilidade baixa em relação aos demais cenários, gerando incertezas sobre a disponibilidade de água para atender às demandas. O valor obtido para a resiliência demonstra que a bacia não conseguirá se recuperar de um estado insatisfatório. Já a vulnerabilidade apresentou um valor relativamente menor ao ser comparada com os valores dos demais cenários, representando uma pequena possibilidade de haver déficit hídrico. Diante dos critérios de desempenho apresentados, situações de colapso na disponibilidade hídrica do trecho estudado da UGHRI 12 poderão ocorrer em virtude da baixa resiliência. Se a bacia não consegue se recuperar de uma estiagem prolongada, sua disponibilidade será afetada comprometendo a disponibilidade hídrica.

2.4 CONCLUSÃO

A análise das vazões incrementais do trecho estudado permitiu concluir que atualmente a calha principal do rio Pardo possui boa disponibilidade hídrica para atender as demandas dos setores usuários de água.

Futuramente, a disponibilidade de água poderá ser comprometida em virtude do aumento das áreas irrigadas. De acordo com os cenários propostos, o cenário C3 apresenta o pior índice para a sustentabilidade da área estudada, o que possibilita deduzir que a sustentabilidade está diretamente associada com o aumento da demanda pelo uso da água.

A aplicação do WEAP na UGRHI 12 mostrou que o modelo é uma ferramenta com grande potencial para a gestão e planejamento de recursos hídricos na bacia do rio Pardo.

REFERÊNCIAS

ANA. Levantamento da cana-de-açúcar irrigada e fertirrigada no Brasil. Brasília, 2019.

BANGURA, K. S.; LYNCH, K.; BINNS, J. A. Coping with the impacts of weather changes in rural Sierra Leone. International Journal of Sustainable Development and World Ecology, v. 20, n. 1, p. 20–31, 2013.

CBH-BPG. Plano da bacia hidrográfica 2016-2027 do comitê da bacia hidrográfica do Baixo Pardo/Grande. Diagnóstico, instrumentos de gestão de recursos hídricos, plano de ações e programa de investimentos de curto prazo, 2017 – 2019. São Carlos, 2017.

COELHO, E. F *et al*. Irrigação em citros nas condições do nordeste do Brasil. Laranja, v.27, p.297-320, 2006. Disponível em: <https://www.ufrb.edu.br/neas/images/Artigos_NEAS/2006_1.pdf>. Acesso em: 29 jan. 2021.

HASHIMOTO, T.; STEDINGER, J. R.; LOUCKS, D. P. Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation. Water Resources Research, v. 18, n. 1, p. 14–20, 1982.

LOUCKS, D. P.; VAN BEEK, E. Water Resources systems Planning and Management: an Introduction to Methods, Models and Applications. UNESCO Press, 2005.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação. 3ª ed. São Paulo: Escrituras, 2006.

SANDOVAL-SOLIS, S. Water planning and management for large scale river Basins: Case of study of the rio grande/rio bravo transboundary Basin. Technical (Online) Report - University of Texas at Austin, Center for Research in Water Resources, v. 11, n. 2, p. 1–204, 2011.

SANTIKAYASA, I. P. *et al*. Evaluation of water use sustainability under future climate and irrigation management scenarios in Citarum River Basin, Indonesia. International Journal of Sustainable Development and World Ecology, v. 21, n. 2, p. 181–194, 2014.

STEDUTO, P. *et. al*. Crop Yield Response to Water. FAO Irrigation and Drainage Paper Nr. 66. Rome, Italy, 2012. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/016/i2800e/i2800e00.htm>. Acesso em: 26 jan. 2021.

YATES, D. *et al*. WEAP21 - A demand-, priority-, and preference-driven water planning model. Part 2: Aiding freshwater ecosystem service evaluation. Water International, v. 30, n. 4, p. 501–512, 2005.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados alcançados neste estudo mostram que é possível realizar a gestão de recursos hídricos utilizando modelos hidrológicos. É extremamente importante diagnosticar as condições atuais e futuras das bacias hidrográficas, abordando os efeitos das políticas de alocação de água e as medidas adotadas pelos órgãos gestores.

Os cenários utilizados foram definidos com base no setor que mais demanda água: irrigação. Para que as projeções gerem resultados mais próximos da realidade da área de estudo seria fundamental uma comunicação entre os setores público e privado, para que os interesses de ambos sejam incluídos nas análises futuras.

Este estudo portou limitações significativas em virtude da falta de estações fluviométricas com dados consistentes distribuídas dentro do trecho estudado da UGRHI 12.

REFERÊNCIAS

ABRISHAMCHI, A. *et al*. Water resources management scenario analysis in Karkheh River Basin, Iran, using WEAP model. **Hydrological science and technology**, v. 23, n. 1, p. 1–12, 2007.

ANA. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2019**.

ASSAF, H. *et al*. Chapter Thirteen Generic Simulation Models for Facilitating Stakeholder Involvement in Water Resources Planning and Management: A Comparison, Evaluation, and Identification of Future Needs. **Developments in Integrated Environmental Assessment**, v. 3, p. 229–246, 2008.

BIER, A. A. *et al*. Comparação de Metodologias de Preenchimento de Falhas em Dados Meteorológicos para Estações no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 32, n. 2, p. 215–226, 2017.

BOYLE, D. P.; GUPTA, H. V.; SOROOSHIAN, S. Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. **Water Resources Research**, v. 34, n. 4, p. 751–763, 1998.

BRASIL. **Plano Nacional de Recursos Hídricos. Síntese Executiva**, 2006. (Nota técnica).

CBH-BPG. **Plano de bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Baixo Pardo/Grande - UGRHI 12**: Relatório Técnico CPTI n. 396/08. São Paulo, 2008.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, E. C. M. Ajuste Multiobjetivo dos Parâmetros de um Modelo Hidrológico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 3, p. 27–39, 2003.

ESTEVE, P. *et al*. A hydro-economic model for the assessment of climate change impacts and adaptation in irrigated agriculture. **Ecological Economics**, v. 120, p. 49–58, 2015.

FRANCÉS, F.; VÉLEZ, J. I.; VÉLEZ, J. J. Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. **Journal of Hydrology**, v. 332, n. 1–2, p. 226–240, 2007.

FRIESEN, J. *et al*. Environmental and socio-economic methodologies and solutions towards integrated water resources management. **Science of the Total Environment**, v. 581–582, p. 906–908, 2017.

GLEASON, C. J.; WADA, Y.; WANG, J. A Hybrid of Optical Remote Sensing and Hydrological Modeling Improves Water Balance Estimation. **Journal of Advances in Modeling Earth Systems**, v. 10, n. 1, p. 2–17, 2018.

HARTANTO, I. M. *et al*. Data assimilation of satellite-based actual evapotranspiration in a distributed hydrological model of a controlled water system**. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 57, p. 123–135, 2017.

HERMAN, M. R. *et al*. Evaluating the role of evapotranspiration remote sensing data in improving hydrological modeling predictability. **Journal of Hydrology**, v. 556, p. 39–49, 2018.

HÖLLERMANN, B.; GIERTZ, S.; DIEKKRÜGER, B. Benin 2025-Balancing Future Water Availability and Demand Using the WEAP “Water Evaluation and Planning” System. **Water Resources Management**, v. 24, n. 13, p. 3591–3613, 2010.

JIANG, D.; WANG, K. The role of satellite-based remote sensing in improving simulated streamflow: A review. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 8, p. 10–14, 2019.

JOHNSTON, R.; SMAKHTIN, V. Hydrological Modeling of Large river Basins: How Much is Enough? **Water Resources Management**, v. 28, n. 10, p. 2695–2730, 2014.

MELLO, R. Y.; KOHLS, W.; OLIVEIRA, T. M. N. Uso de diferentes métodos para o preenchimento de falhas em estações pluviométricas. **Boletim de Geografia**, v. 35, n. 1, 2017.

NASH, J. E.; SUTTCLIFE, J. E. River flow forecasting through conceptual model: Part I: a discussion of principles. **Journal of Hydrology**. V. 10, n. 3, pp. 282-290. 1970.

OUGOUGDAL, H. A. *et al*. Assessment of futurewater demand and supply under IPCC climate change and socio-economic scenarios, using a combination of models in Ourika watershed, High Atlas, Morocco. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 6, 2020.

PARR, D.; WANG, G.; BJERKLIE, D. Integrating remote sensing data on evapotranspiration and leaf area index with hydrological modeling: Impacts on model performance and future predictions. **Journal of Hydrometeorology**, v. 16, n. 5, p. 2086–2100, 2015.

SANZANA, P. *et al*. Herramientas hydroinformaticas y consideraciones para modelar procesos superficiales y subterráneos acoplados mediante WEAPMODFLOW. In: XXVIII Congreso LatinoAmericano de Hydráulica, 2018, Buenos Aires. **Anais** [...]. Buenos Aires: 2019. p. 1221-1236.

SHUMET, A. G.; MENGISTU, K. T. Assessing the Impact of Existing and Future Water Demand on Economic and Environmental Aspects (Case Study from Rift Valley Lake Basin: Meki-Ziway Sub Basin), Ethiopia. **International Journal of Waste Resources**, v. 6, n. 2, 2016.

SIEBER J., PURKEY D. User Guide for WEAP21 (Water Evaluation and Planning System). Stockholm Environment Institute, US Center, p. 219, 2007.

SILVA, F. B. *et al*. Pluviometric and fluviometric trends in association with future projections in areas of conflict for water use. **Journal of Environmental Management**, v. 271, n. April, p. 110991, 2020.

VIEIRA, E. O. *et al*. **Integrated Water Resource Management: Cases from Africa, Asia, Australia, Latin America and USA**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2020.

VIEIRA, E. O.; SANDOVAL-SOLIS, S. Water resources sustainability index for a water-stressed basin in Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 19, n. January, p. 97–109, 2018.

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

YATES, D. *et al*. WEAP21 - A demand-, priority-, and preference-driven water planning model. Part 2: Aiding freshwater ecosystem service evaluation. **Water International**, v. 30, n. 4, p. 501–512, 2005.