



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

DANIELA MARIA FERNANDES TAVARES

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DE UM MODELO HIDROLÓGICO A DADOS DE ENTRADA
DE USO DO SOLO OBTIDOS ATRAVÉS DE ÍNDICE DE VEGETAÇÃO PARA A BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PAJEÚ**

Recife
2023

DANIELA MARIA FERNANDES TAVARES

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DE UM MODELO HIDROLÓGICO A DADOS DE ENTRADA
DE USO DO SOLO OBTIDOS ATRAVÉS DE ÍNDICE DE VEGETAÇÃO PARA A BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO PAJEÚ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil.

Área de concentração: Tecnologia ambiental e Recursos Hídricos.

Orientadora: Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro.

Recife

2023

Catálogo na fonte:
Bibliotecária Sandra Maria Neri Santiago, CRB-4 / 1267

T231a Tavares, Daniela Maria Fernandes.
Análise do desempenho de um modelo hidrológico a dados de entrada de uso do solo obtidos através de índice de vegetação para a Bacia Hidrográfica do Rio Pajeú / Daniela Maria Fernandes Tavares. – 2023.
93 f.: il., fig., tab., abrev. e siglas.

Orientadora: Profa. Dra. Suzana Maria Gico Lima Montenegro.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Recife, 2023.
Inclui referências.

1. Engenharia civil. 2. Uso do solo. 3. Sensoriamento remoto. 4. Modelagem hidrológica. 5. SWAT. 6. Gestão de recursos hídricos. I. Montenegro, Suzana Maria Gico Lima (Orientadora). II. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.)

BCTG/2023-44

DANIELA MARIA FERNANDES TAVARES

**ANÁLISE DO DESEMPENHO DE UM MODELO HIDROLÓGICO A DADOS
DE ENTRADA DE USO DO SOLO OBTIDOS ATRAVÉS DE ÍNDICE DE
VEGETAÇÃO PARA A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PAJEÚ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para a obtenção do título de mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Tecnologia ambiental e Recursos Hídricos com ênfase em Recursos Hídricos.

Aprovada em: 15/02/2023.

BANCA EXAMINADORA

Participação por videoconferência
Prof. Dr. Alfredo Ribeiro Neto (Examinador Interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Participação por videoconferência
Prof. Dr. Richarde Marques da Silva (Examinador Externo)
Universidade Federal da Paraíba

Participação por videoconferência
Profa. Dra. Josiclêda Domiciano Galvêncio (Examinadora Externa)
Universidade Federal de Pernambuco

Dedico esse trabalho à minha família, amigos e colegas de profissão, por seu apoio e incentivo. Também indico a todos aqueles que serão beneficiados pelo conhecimento exposto nesse trabalho.

AGRADECIMENTOS

Aos meu pais, João e Rita de Cássia, por todo apoio na minha jornada educacional, desde os primeiros anos até os dias atuais.

Ao meu irmão, Danilo, por seu apoio incondicional nas minhas decisões sempre.

À minha namorada, Ana, por me acompanhar desde o início do mestrado mesmo com todos percalços foi meu apoio incondicional e suporte.

Aos meus amigos fora da academia, em especial a Gláucia, Andressa, Hianne, Nathalia, Ronny, Daniel, Thales, José Matheus, Lucas, Ed' Cleberson, por serem suporte e me acompanharem em todas as minhas decisões. Obrigada por tornarem os dias mais leves e tranquilo durante essa longa caminhada acadêmica.

À Lysanne, amiga desde a graduação, pelo apoio, suporte e incentivo em todas as etapas tanto da pesquisa acadêmica quanto da vida.

Aos meus colegas de laboratório, Vanine, Jocimar, Hayla, Mayara, Arivânia, Samara, Diego, Pedro, pela cooperação e troca de experiencias em cada trabalho realizado, e que apesar da pandemia foi possível obter laços acadêmicos e pessoais importantes.

À minha orientadora, Professora Suzana Maria Gico Lima Montenegro, pela orientação e disponibilidade em transmitir conhecimento.

À Professora Leidjane Maria Maciel de Oliveira, pelos ensinamentos durante o estágio em docência, muito obrigada pela paciência e apoio nessa jornada.

À Jussara Freire de Souza Viana, por todo apoio durante o processo da pesquisa estando sempre disponível e acessível para qualquer dúvida e apoio. Muito obrigada.

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) da UFPE, em especial aos da Área de Recursos Hídricos.

À Fundação de Amparo e Pesquisa do Estado de Pernambuco (FACEPE) pela concessão da bolsa de doutorado (Edital - 20/2019 - PBPG 2020.1)

À Universidade Federal de Pernambuco pela realização do mestrado, proporcionando ensino e estrutura base para qualquer pesquisador.

“Ecologia sem luta de classes é jardinagem”. (SOUZA, 2011, p. 20).

RESUMO

A compreensão e aquisição de dados de uso do solo são fundamentais para a análise integrada e proposição de melhorias de ferramentas da gestão hídrica em uma bacia hidrográfica. Distinguir diferentes padrões de uso do solo e o quão esse fator é sensível em modelos hidrológicos é de extrema importância para compreender a dinâmica hídrica, garantir da segurança e acesso a água. Sendo assim, este trabalho teve como objetivo analisar produtos de uso do solo no desempenho de simulações das vazões superficiais na área da bacia hidrográfica do rio Pajeú, no Estado de Pernambuco. Para obtenção dos mapas de uso do solo dos anos de 2002 e 2015 foi utilizada uma técnica de sensoriamento remoto, o índice de vegetação *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI). Já para modelagem hidrológica da bacia foi utilizado o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) para duas etapas: (i) simulação sem ajuste de parâmetros e (ii) simulação com parâmetros ajustados. Para a primeira etapa, foram realizadas duas simulações, uma para cada mapa de uso do solo e, em seguida foi analisado qual mapa obteve um melhor desempenho em simular vazão quando comparados ao conjunto de dados observados (*in situ*). Na segunda etapa foi realizado o procedimento de ajuste de parâmetros no SWAT-CUP, onde foi utilizado o mapa de uso do solo que obteve melhor desempenho anteriormente, e por fim os valores de vazão foram comparados ao conjunto de dados observados e aos valores de vazão obtidos pela simulação do SUPer. Os resultados indicaram que em relação as mudanças de uso do solo houve o aumento de área das classes de solo exposto (2,83%) e vegetação rasteira (12,96%) e uma diminuição nas áreas de vegetação arbustiva (12,43%) e arbórea (3,12%) quando comparados os mapas de 2002 e 2015. A análise do desempenho do modelo sem ajuste de parâmetros mostrou que a simulação com a entrada de uso do solo de 2002 forneceu resultados positivos para os cinco postos fluviométricos (NS, PBIAS e R^2). Já para o mapa de uso do solo de 2015 o desempenho não foi satisfatório, obtendo valores negativos para os postos fluviométricos. A comparação entre a simulação do SUPer, simulação para o mapa de uso do solo de 2002 e os dados observados (*in situ*) mostrou que para os cinco postos fluviométricos os valores obtidos seguiram o mesmo comportamento gráfico, porém com parâmetros estatísticos variando para baixo. A etapa de ajustes de parâmetros demonstrou que modelo sem calibração obteve respostas positivas para vazão mesmo com a variação do dado de entrada de uso do solo. De maneira geral as mudanças decorrentes do uso do solo na bacia do rio Pajeú indicaram um aumento de áreas com vegetação menos densa, podendo ser uma indicação de degradação do bioma na bacia hidrográfica do rio Pajeú. Nesse contexto, pode-se dizer que, o uso de índices

de vegetação como entrada para uso do solo no modelo SWAT demonstrou comportamento favorável quando comparados aos dados observados.

Palavras-chave: uso do solo; sensoriamento remoto; modelagem hidrológica; SWAT; gestão de recursos hídricos.

ABSTRACT

The understanding and acquisition of land use data are fundamental for the integrated analysis and proposition of improvements of water management tools in a hydrographic basin. Distinguishing different land use patterns and how sensitive this factor is in hydrological models is extremely important to understand water dynamics, guarantee security and access to water. Thus, this work aimed to analyze land use products in the performance of simulations of surface flows in the area of the watershed of the Pajeú river, in the State of Pernambuco. To obtain land use maps for the years 2002 and 2015, a remote sensing technique was used, the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI). For hydrological modeling of the basin, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model was used for two stages: (i) simulation without parameter adjustment and (ii) simulation with adjusted parameters. For the first stage, two simulations were carried out, one for each land use map, and then it was analyzed which map had the best performance in simulating flow when compared to the observed data set (*in situ*). In the second stage, the parameter adjustment procedure was carried out in the SWAT-CUP, where the land use map that previously obtained the best performance was used, and finally the flow values were compared to the observed data set and the flow values obtained by the simulation of the SUPer. The results indicated that in relation to changes in land use, there was an increase in the area of exposed soil classes (2.83%) and undergrowth (12.96%) and a decrease in areas of shrubby vegetation (12.43%) and arboreal (3.12%) when comparing the 2002 and 2015 maps. The analysis of the model performance without parameter adjustment showed that the simulation with the input of land use from 2002 provided positive results for the five fluviometric stations (NS, PBIAS and R^2). As for the 2015 land use map, the performance was not satisfactory, obtaining negative values for the fluviometric stations. The comparison between the SUPer simulation, the simulation for the 2002 land use map and the observed data (*in situ*) showed that for the five fluviometric stations the values obtained followed the same graphic behavior, however with statistical parameters varying downwards. The parameter adjustments step demonstrated that the model without calibration obtained positive responses for flow even with the variation of the land use input data. In general, the changes resulting from land use in the Pajeú river basin indicated an increase in areas with less dense vegetation, which may be an indication of biome degradation in the Pajeú river basin. In this context, it can be said that the use of vegetation indices as input for land use in the SWAT model showed a favorable behavior when compared to the observed data.

Keywords: land use; remote sensing; hydrological modelling; SWAT; water management.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Mapa de localização da bacia hidrográfica d rio Pajeú.	33
Figura 2-	Mapa da hidrografia da bacia hidrográfica do rio Pajeú.	34
Figura 3-	Mapa geomorfológico da bacia hidrográfica do rio Pajeú.	35
Figura 4-	Mapa de isoietas anuais da bacia hidrográfica do rio Pajeú.	36
Figura 5-	Mapa de solos da bacia hidrográfica do rio Pajeú.	37
Figura 6-	Fluxograma metodológico geral da pesquisa.	39
Figura 7-	Fluxograma de etapas do processamento das imagens.	39
Figura 8-	Fluxograma metodológico da etapa de modelagem.	46
Figura 9-	Mapa de localização dos postos fluviométricos da bacia.	49
Figura 10-	NDVI da bacia do rio Pajeú em 2002	54
Figura 11-	Precipitação acumulada mensal (mm) na bacia do rio Pajeú em 2002.	55
Figura 12-	NDVI da bacia do rio Pajeú em 2015.	56
Figura 13-	Precipitação acumulada mensal (mm) na bacia do rio Pajeú em 2015.	57
Figura 14-	Hidrograma de comparação entre a vazão observada e simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 36.	62
Figura 15-	Hidrograma de comparação entre a vazão observada e simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 41.	65
Figura 16-	Hidrograma de comparação entre a vazão observada e simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 49.	67
Figura 17-	Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 14.	70
Figura 18-	Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 36.	74
Figura 19-	Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 41.	77
Figura 20-	Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 49.	79
Figura 21-	Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 76.	81
Figura 22-	Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 76.	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Principais contribuições das faixas espectrais do Landsat 7 e 8 para o mapeamento.	40
Tabela 2 -	Características das imagens adquiridas do Landsat 7 e 8.	41
Tabela 3 -	Classes de uso do solo determinadas para a bacia do rio Pajeú.	44
Tabela 4 -	Associação dos usos do solo do SWAT com os usos da bacia do rio Pajeú.	47
Tabela 5 -	Parâmetros utilizados para procedimento de ajuste da vazão no SWAT-CUP.	50
Tabela 6 -	Classificação da eficiência da modelagem do modelo SWAT por meio da análise do R ² , NS e PBIAS.	52
Tabela 7 -	Distribuição de classes de uso do solo obtidas pelo NDVI em km ² e porcentagem de área.	58
Tabela 8 -	Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 14.	60
Tabela 9 -	Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 36.	63
Tabela 10 -	Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 41.	65
Tabela 11 -	Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 49.	68
Tabela 12 -	Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 76.	70
Tabela 13 -	Parâmetros ajustados para procedimento de ajuste da vazão no SWAT-CUP.	73
Tabela 14 -	Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada SUPer e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 14.	74
Tabela 15 -	Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada SUPer e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 36.	77
Tabela 16 -	Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada SUPer e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 41.	79
Tabela 17 -	Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada	81

SUPer e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 49.

Tabela 18 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada 84

SUPer e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 76.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CPRH	Companhia Pernambucana de Meio Ambiente e Recursos Hídricos
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IV	Índice de Vegetação
LANDSAT	<i>Land Remote Sensing Satellite</i>
Km ²	Quilômetros Quadrados
MDE	Modelo Digital de Elevação
M ³ /s	Metro Cubico por Segundo
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
NS	Coeficiente de Eficiência de Nash-Sutcliffe
PBIAS	Percentual de Tendência
R ²	Coeficiente de Determinação
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SWAT	Soil and Water Assessment Tool
URH	Unidade de Resposta Hidrológica
UTM	<i>Universal Transversa de Mercator</i>
USGS	Sensoriamento Remoto

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	20
2.1	OBJETIVO GERAL	20
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	20
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	21
	GEOTECNOLOGIAS E SENSORIAMENTO REMOTO APLICADOS A	
3.1	ESTUDOS AMBIENTAIS	22
3.2	ÍNDICES DE VEGETAÇÃO	22
	MUDANÇAS NO USO DO SOLO E SEUS IMPACTOS SOBRE O	
3.3	REGIME HIDROLÓGICO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	23
3.4	MODELAGEM HIDROLÓGICA	27
4	MATERIAIS E MÉTODOS	31
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	31
4.2	ETAPAS METODOLÓGICAS	37
	CLASSIFICAÇÃO DO USO DO SOLO DA BACIA DO RIO PAJEÚ POR	
4.3	ÍNDICE DE VEGETAÇÃO	38
4.3.1	Aquisição de imagens	38
4.3.2	Reprojeção e criação dos mosaicos	40
4.3.3	Cálculo da Radiância e Reflectância	40
4.3.4	Cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)	41
4.3.5	Classificação do uso e ocupação do solo	42
4.3.6	Determinação das classes de uso do solo	43
4.4	DESCRIÇÃO DAS EQUAÇÕES DO MODELO SWAT	44
4.4.1	SWAT-CUP	45
4.5	ETAPAS DE EXECUÇÃO DO MODELO SWAT	46
4.5.1	Entrada de dados no modelo SWAT	47
4.5.2	Modelagem Inicial	48
4.5.3	Modelagem com ajuste de parâmetros	49
4.5.4	Análise de desempenho do modelo	50
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	53
5.1	ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO OBTIDO POR IV	53

5.2	MODELAGEM INICIAL	59
5.3	MODELAGEM COM AJUSTE DE PARÂMETROS	73
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	86
	REFERÊNCIAS	88

1 INTRODUÇÃO

A compreensão e análise das mudanças de uso do solo tem sido uma importante variável ambiental para tomada de decisões na área das questões ambientais, pois o desenvolvimento das cidades, o aumento da demanda de alimentos, e outros fatores têm intensificado a exploração da superfície terrestre. A rápida troca de áreas vegetadas por atividades agropastoris vem intensificando o nível de antropização da superfície, que associada a fatores de mudanças climáticas pode alterar significativamente a dinâmica natural do meio ambiente (PENNINGTON *et al.*, 2018; ROSA, 2007, DRUMOND, 2004; RIBEIRO *et al.*, 2015).

Em bacias hidrográficas mudanças bruscas de uso do solo provocam alterações significantes na dinâmica da água, reduzindo a sua oferta e qualidade em mananciais, ocasionando assoreamento dos rios entre outros problemas (TUCCI, 1998). Por isso, é importante compreender quais mudanças provocam alterações hidrológicas em uma bacia hidrográfica e como é possível realizar um manejo efetivo e integrado dos recursos hídricos, visando minimizar ou até mesmo mitigar tais alterações (JUNIOR *et al.*, 2013).

Na busca por mitigar os efeitos das mudanças de uso do solo sobre os ambientes naturais de forma rápida e eficiente, o sensoriamento remoto, associado aos sistemas de informações geográficas, tem se mostrado uma ferramenta de suporte para análises de superfície terrestre cada dia mais usual, sobretudo no que se refere às verificações dessas mudanças por meio de índices de vegetação. Essas técnicas facilitam a compreensão da paisagem e suas modificações de diversas formas, a exemplos de monitoramento de vegetação, fiscalização ambiental, caracterização de crescimento urbano, planejamento municipal, entre outros. O avanço do uso destas técnicas possibilita uma melhora na capacidade de avaliação do espaço, na tomada de decisão para preservação ambiental e também para a garantia do bem-estar social (ROSA, 2005; FLORENZANO, 2005; CÂMARA e MEDEIROS, 1998).

O sensoriamento remoto e os índices de vegetação são utilizados tanto para o monitoramento vegetal quanto para a caracterização de uso do solo em diversos âmbitos de pesquisa, fazendo a composição de bandas do espectro de luz. Através delas, é possível detectar focos de desmatamento, crescimento desordenado de cidades, regiões degradadas, não cumprimento do código florestal e inadequações no cadastro ambiental rural. Dentre os índices mais utilizados está o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (*Normalized*

Difference Vegetation Index - NDVI) (CÂMARA e MEDEIROS, 1998; ALBUQUERQUE et al., 2014; RIBEIRO et al., 2015). O NDVI representa as razões de bandas do vermelho e vermelho próximo do espectro eletromagnético através de uma operação aritmética, com o objetivo de indicar a quantidade e qualidade da vegetação verde (RODRIGUES, 2010; CARVALHO et al., 2008; LACRUZ, 2006). E com isso, o NDVI proporciona análises de uso do solo tanto para bacias hidrográficas, propriedades privadas, monitoramento de lavouras, podendo fomentar gestão de território, zonamento e de recursos hídricos

Em bacias hidrográficas percebe-se que a gestão de recursos hídricos deve atuar de forma sistemática, levando em consideração a integração entre as intervenções antrópicas e o meio natural, para garantir a oferta de água de qualidade que atenda às necessidades da sociedade. Sabendo disso, uma das ferramentas de predição, planejamento e compreensão da dinâmica hídrica em uma bacia hidrográfica é a modelagem hidrológica (VIANA et al. 2019). A modelagem hidrológica busca compreender e estimar o comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica que integrada aos sistemas de informações geográficas pode oferecer análises complexas de determinada área de estudo.

Dentro desse contexto, o modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) tem sido uma ferramenta de modelagem hidrossedimentológica muito utilizada para estimar diversos processos que ocorrem em bacias hidrográficas no Brasil e no mundo (TRIPATHI et al., 2005; SANTOS et al., 2013; GASHAW et al., 2018; SPRUCE et al. 2018; VIANA et al., 2021;). É um modelo que permite e facilita a representação de diversos processos físicos em uma bacia hidrográfica com o objetivo de analisar os impactos gerados por alterações no uso do solo sobre o escoamento superficial, produção de sedimentos e também qualidade da água (NEITSCH et al., 2011).

A bacia hidrográfica do rio Pajeú é uma das treze bacias hidrográficas que estão modeladas e foram calibradas inicialmente para integração no Projeto Sistema de Unidades de Resposta Hidrológica para Pernambuco (SUPER), que utiliza o SWAT como modelo base para representação hidrológica das bacias. O projeto é um sistema interativo de modelagem hidrológica e de qualidade de água, e foi elaborado por uma parceria entre a Universidade Federal de Pernambuco (UFPE) com a *Texas A&M University* (Texas, Estados Unidos). No entanto, devido a sua importância para o estado de Pernambuco e para o rio São Francisco, e por estar inserida no bioma Caatinga, considera-se necessário um estudo também vinculado às mudanças de uso do solo e variabilidade da vegetação na área, para enriquecer o banco de dados do sistema SUPER e disponibilizar informações que possam ajudar na gestão da bacia.

Além disso, é importante compreender possíveis impactos gerados no ciclo hidrológico da bacia a partir da constante degradação da superfície do bioma Caatinga. De acordo com Santos *et al.* (2014) e Castanho *et al.* (2020), a degradação da vegetação da Caatinga é resultante de uma exploração insustentável, que associada a fatores climáticos, acelera o processo de desertificação, causando diversas perdas, tanto em biodiversidade quanto na dinâmica hidrológica de uma região

2 OBJETIVOS

Nessa seção são apresentados os objetivos do trabalho de pesquisa.

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar produtos de uso e ocupação do solo, obtidos por índice de vegetação, no desempenho das estimativas das vazões superficiais na bacia do rio Pajeú.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar os mapas de usos do solo obtidos por meio de índice de vegetação na área de estudo;
- Avaliar as estimativas da vazão obtidas pelos produtos de uso do solo gerados por NDVI;
- Verificar as estimativas da vazão obtidas com uso do solo gerado por NDVI com as estimativas do projeto SUpEr para a bacia do rio Pajeú.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nessa seção são apresentadas as bases teóricas utilizadas para o procedimento da pesquisa científica realizada nesse trabalho.

3.1 GEOTECNOLOGIAS E SENSORIAMENTO REMOTO APLICADOS A ESTUDOS AMBIENTAIS

O uso de geotecnologias é de grande importância para a realização de estudos hidrológicos em uma bacia hidrográfica, sendo assim, existem diversas geotecnologias aplicáveis, onde pode-se destacar: o geoprocessamento, os sistemas de informações geográficas e o sensoriamento remoto. Estas são imprescindíveis para o desenvolvimento de estudos espaciais e temporais (ROSA, 2014)

O Sensoriamento Remoto é uma tecnologia que representa um sistema de aquisição de dados espectrais a partir do registro de análise das interações entre a radiação eletromagnética e as superfícies de refletância que compõem a superfície terrestre (NOVO, 2010). Essa técnica permite a obtenção de imagens responsáveis pela descrição da superfície terrestre, podendo auxiliar em estudos meteorológicos, ambientais, militares entre outros (BEZERRA *et al.*, 2011).

Em outras palavras, o sensoriamento remoto permite o registro de fotografias de infinitos momentos da superfície terrestre através da captação da energia refletida do sol pela superfície terrestres, obtidas por meio de sensores acoplados a satélites, *drones* e aeronaves. Para estudos em bacias hidrográficas, o sensoriamento remoto vem sendo importantíssimo, uma vez que, por meio das análises espaço-temporais de diversos parâmetros ambientais é possível identificar e diagnosticar alterações antrópicas e/ou naturais na paisagem, da mesma forma que, orientar o estabelecimento de medidas públicas ou privadas de gestão e manejo, buscando assim a reversão de um possível impacto ambiental.

Para dar suporte as técnicas de sensoriamento remoto têm-se os Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), definido como uma tecnologia que possui a ferramenta de processamento e análise de dados espaciais. Essa ferramenta utiliza os dados espaço-temporais adquiridos pelo sensoriamento remoto de forma confiável, rápida e repetitiva.

Assim, as duas ferramentas são aliadas na transmissão de dados e informações geográficas (SANO, 2014).

Os sistemas de informação geográficas trabalham diretamente com dado geocodificados, estruturação de dados e sua visualização, mapeamento, sobreposição de diferentes dados ambientais, políticas, sociais e econômicos, podendo ser utilizados também como base para decisões políticas e de gestão pública. Além disso, seus dados podem ser armazenados em forma de layers, podendo ser apresentados como imagens no formato raster (matricial) ou no formato de vector (vetor) (BOLFE, 2001).

Em estudos hidrológicos, em bacias hidrográficas, os SIGs em conjunto com as técnicas de sensoriamento remoto podem ser utilizados para todos os tipos de análises, e, principalmente, quando se trata do estudo das mudanças no uso e ocupação do solo e seus impactos nos processos hidrológicos.

3.2 ÍNDICES DE VEGETAÇÃO

Análises de vegetação tem a função de avaliar os recursos naturais, monitorar as condições da vegetação e mapear uso e ocupação do solo. Essas análises são baseadas em avaliações de imagens de satélites, uma aplicação de técnicas de sensoriamento remoto (ROSENDO, 2005).

A cobertura vegetal apresenta características diferentes de acordo com seu estado de conservação. A vegetação saudável que apresenta dosséis verdes tem interações distintas no espectro eletromagnético e no infravermelho próximo, devido as taxas de fotossínteses e variações de clorofila na folhagem. Com isso, é possível identificar através da composição de bandas do LANDSAT as condições da vegetação e locais onde não há vegetação, que pode representar solo exposto em regiões não ocupadas (ROSENDO, 2005; PEREZ, 2003; CORTES BALLÉN, 2016).

Existem diversos índices de vegetação em uso que proporcionam a realização de análises relacionadas as condições vegetais em uma bacia hidrográfica. Esses índices são calculados através de expressões matemáticas que fazem a relação dos pixels da imagem com os valores de coloração verde/esverdeadas.

Os índices de vegetação existentes podem ser divididos em dois grandes grupos: índices na forma da razão (“*Ratio vegetation index – RVI*”, “*Normalized difference vegetation index-NDVI*”, “*Soil adjusted Vegetation Index-SAVI*”) e índices caracterizados pela distância ortogonal (“*Perpendicular Vegetation Index-PVI*”, “*Weighted Difference Vegetation Index-WDF*”) (Baret e Guyot, 1991).

3.2.1 Normalized difference vegetation index-NDVI

O *Normalized difference vegetation index - NDVI*, segundo Rouse *et al.* (1973), é um índice de vegetação que representa as razões de bandas do espectro eletromagnético, resultado de uma operação aritmética referentes a mesma cena. Ainda pode ser dito que o NDVI é a razão entre a diferença das refletividades das bandas no infravermelho próximo e no vermelho do visível e pela soma dessas mesmas refletividades. Sendo assim, as bandas utilizadas para realizar esta operação são as relativas ao vermelho e ao infravermelho próximo. Em relação a sua aplicação, o NDVI é muito utilizado como ferramenta para monitoramento da vegetação, construindo perfis sazonais e temporais, permitindo comparações. Este perfil temporal pode facilitar a detecção de mudanças no uso do solo, duração do período chuvoso, mudança fisiológicas nas folhas e períodos de senescência (RODRIGUES, 2010).

Andrade (2021) realiza uma classificação multi-temporal do NDVI com o objetivo de compreender a dinâmica dos agrupamentos vegetais em uma região da caatinga. Esse trabalho mostra através da metodologia *machine learning* como é a sazonalidade da vegetação e quais são suas respostas a partir de eventos chuvosos e para um período de seca longa.

Segundo Lacruz (2006) o NDVI tem sido um índice de vegetação bastante utilizado em aplicações florestais, de agricultura, ecológicas e como um importante parâmetro para modelos de escala regional e global, incluindo modelos de circulação global, modelos hidrológicos e biogeoquímicos.

3.3 MUDANÇAS NO USO DO SOLO E SEUS IMPACTOS SOBRE O REGIME HIDROLÓGICO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Com o passar do tempo e com crescimento exponencial da população o aumento de cidades, aumento da produção alimentícia, tanto a agricultura e pecuária intensificaram a

exploração da paisagem causando assim a intensificação do fenômeno conhecido como mudança de uso e do solo (PIMENTA *et al.* 2021). O termo uso e ocupação do solo pode ser definido como sendo a forma pela qual o espaço está sendo ocupado pelo ser humano e suas atividades nele.

Com o constante fenômeno de mudança na dinâmica das populações, as mudanças no uso do solo se tornaram uma preocupação global, devido os impactos a ele atrelados (WOLDEAMLAK, 2002; TUCCI, 1987). De acordo com Lambin *et al.* (2003) expansões de terras agrícolas, pastagens e áreas de adensamento humano em regiões de floresta vem crescendo muito nas últimas décadas, gerando preocupação sobre quais são os impactos diretos que esse fenômeno pode gerar.

Todas essas as mudanças no uso e ocupação do solo contribuem diretamente para geração de impactos ambientais tanto dentro da escala espacial quanto temporal. Essas alterações contribuem nas interações atmosféricas, nos fragmentos de floresta e na perda de biodiversidade de uma determinada região (FU *et al.*, 2000). Alguns fatores (quais;) que influenciam o clima também podem ser afetados por variações de uso e ocupação do solo, gerando assim, impactos a longo prazo. Outro ponto importante é a responsabilidade relacionada as alterações de uso e ocupação nas respostas hidrológicas em bacias hidrográficas. Vários estudos ao redor do globo indicaram impactos diretos no escoamento superficial, com alterações de aumento do volume escoado, em detrimento da supressão vegetal, diminuição da interceptação, infiltração, percolação, afetando diretamente o balanço hídrico de uma bacia hidrográfica (GWATE *et al.*, 2015; KIDANE e BOGALE, 2017).

Por isso, é importante compreender qual o papel da vegetação nos processos hidrológicos e quais consequências relacionadas as etapas do ciclo hidrológico são diretamente afetadas pela ação de modificação da paisagem.

3.3.1 Papel da vegetação no regime hidrológico de uma bacia hidrográfica

Muitos dos processos hidrológicos que compõem o balanço hídrico são diretamente relacionados a vegetação. Sabendo que os componentes do ciclo hidrológico se comportam de diferentes formas, é possível compreender separadamente o papel da vegetação em cada uma dessas fases.

Na precipitação, alguns trabalhos indicam que o desmatamento em grande escala pode gerar redução na precipitação (SPRACKLEN *et al.*, 2012; COE *et al.*, 2009). Já outros estudos mostraram o contrário, onde a precipitação aumentou em detrimento da supressão vegetal Calder (1998). Sendo assim, percebe-se que ainda não existe um consenso sobre os efeitos diretos do desmatamento na precipitação. Contudo, esse estudo não é descartável, sendo assim ainda relevante estudar a possibilidade de a vegetação estar ou não diretamente ligada a variação de precipitação em pequena ou larga escala em uma bacia hidrográfica.

Já os processos de interceptação, evaporação e transpiração são fortemente influenciados pela cobertura vegetal. Na interceptação ocorre a interação mais direta da densidade e presença da vegetação no ciclo hidrológico. Como as estruturas da vegetação (folhas, caule e tronco) causam a retenção de precipitação e, com isso, gerando a evaporação diminuindo assim a chegada de água no solo e por consequência promovendo o retardo do escoamento superficial, evitando erosão e outros problemas. Já os processos de evaporação e transpiração são, geralmente, descritos juntos, uma vez que é muito difícil separá-los e por isso chamado de evapotranspiração. Nesse processo é relevante não só a presença da vegetação, mas também a idade, o tamanho e espécie. Outro ponto importante é avaliar a exposição ou não do solo a radiação solar, que gera a evaporação. Quando a planta é jovem e de pequeno porte, a maioria das perdas se dá pela evaporação da água na superfície do solo. Já quando a planta é maior o processo da transpiração é levado em maior consideração, uma vez que uma planta grande cobre o solo, causando pouco acesso de radiação solar. Essas diferenças ocorrem não somente em relação a idade da planta, mas também por diferenças entre espécies (CHANG, 2006).

Sabendo disso, é importante ressaltar, que as mudanças no uso do solo e, principalmente, as mudanças na cobertura vegetal em uma bacia hidrográfica podem interferir nas etapas de precipitação, evapotranspiração e interceptação, como também na geração de escoamento superficial e, por consequência, na vazão dos rios. Fatores como mudanças de área foliar, nas profundidades de raízes, altura média da vegetação também podem ser citados quando se discute sobre as interferências da vegetação na dinâmica hidrológica. Cada uma dessas interferências pode gerar alterações nas vazões médias, máximas e mínimas de uma bacia hidrográfica.

Conhecer o equilíbrio do balanço hídrico ajuda a prever possíveis impactos relacionados as alterações de cobertura vegetal em uma bacia hidrográfica. Sendo assim, diretamente um indicador dessa influência da vegetação no ciclo hidrológico, podendo ser

estudado também através da relação entre índices de vegetação aplicados a modelos hidrológicos.

3.3.2 Impactos das mudanças de uso do solo sobre o regime hidrológico de uma bacia hidrográfica

O regime hidrológico em uma bacia hidrográfica é determinado pela complexa interação entre vegetação, solos, relevo e clima (VIOLA, 2008). Essa interação pode ser alterada por meio de uma substituição de uma cobertura vegetal por outra, causando assim uma interferência no ciclo hidrológico, principalmente na relação precipitação e evapotranspiração.

Sabendo do papel da vegetação nos processos hidrológicos é importante compreender quais as consequências tanto da supressão vegetal quanto do reflorestamento na geração de escoamento superficial em uma bacia hidrográfica. E quais são os impactos gerados nas vazões encontradas para uma determinada área, se houve aumento, diminuição ou até mesmo manutenção. Nesse contexto, existem os conceitos de vazões máximas, mínimas e médias.

A vazão máxima está diretamente ligada aos eventos de cheias, que quase sempre resultam em catástrofes econômicas e sociais. As vazões de pico e os eventos de cheia são relacionados ao processo de mudança de uso e ocupação do solo, onde o aumento do desmatamento contribui para aumento desses dois fenômenos, principalmente em eventos de curto tempo de retorno (ROBINSON *et al.*, 2003).

A vazão mínima é responsável pela manutenção dos cursos dos rios em períodos de estiagem, refletindo assim as condições de recarga do aquífero (ZHANG, 2007). Estes períodos de baixa disponibilidade hídrica requer uma vazão mínima, que tem o objetivo de assegurar o suprimento das demandas hídricas tanto para uso doméstico, industrial como para manutenção e proteção de ecossistemas aquáticos, além de garantir os serviços de recreação, lazer e navegação (JOHNSON, 1998). Entendendo isso, as alterações de uso e ocupação do solo podem gerar distúrbios relacionados a diminuição das vazões mínimas. Além disso o desmatamento de bacias hidrográficas sobre clima seco gera pequenos aumentos percentuais nas vazões altas e grandes aumentos percentuais nas vazões baixas, enquanto o reflorestamento de bacias sob clima úmido resulta em reduções percentuais pequenas e constantes em todos os percentis de vazão (ZHAO *et al.*, 2012).

A vazão média é caracterizada por variar mais de acordo com o aumento da supressão vegetal. Para a vazão média os primeiros estudos nesse sentido foram de Hibbert (1967), que mostrou resultados da seguinte forma: (a) redução de florestas nativas produz um aumento na quantidade de água, (b) substituição de uma área de vegetação escassa por cobertura vegetal resulta em uma diminuição na quantidade de água e (c) que respostas ao tratamento são muito variáveis e pouco previsíveis. Além disso, fatores como mudanças nas profundidades radiculares, índice de área foliar, altura média da vegetação, e entre outros fatores provocam variações no fenômeno da evapotranspiração e, por isso, ao desmatar áreas de florestas ocorrem aumentos nas vazões médias, uma vez que menos água é perdida na evapotranspiração ocasionando uma maior disponibilidade hídrica na bacia, gerando como resultado um aumento na vazão média (BROWN *et al.* 2005).

O trabalho de Collischonn (2001) simulou os impactos hidrológicos decorrentes do desmatamento de 10% da bacia Taquari-Antas através de modelagem hidrológica. O modelo MGB-IPH observou uma estimativa de aumento anual do escoamento superficial em 10 mm. Já Von Stackelberg *et al.* (2007) utilizou o modelo SWAT na para simular os impactos relacionados a substituição de áreas de pastagem em cultura de pinus (*pinus taeda*) na bacia do rio Tacuarembó no Uruguai, sendo estimado uma redução do escoamento em, aproximadamente 23%.

3.4 MODELAGEM HIDROLÓGICA

A pesquisa científica ocorre como resultado de um conjunto de atividades experimentais em campo com modelagens computacionais em laboratório. Para isso, foram criados modelos matemáticos que de forma geral são simplificações de processos em um único sistema. Sendo esse sistema uma realidade física complexa, que tem como principal característica as relações entre causa e efeito dentre os elementos de entrada e saída (LOU, 2010).

Já para sistemas naturais a compreensão de suas dinâmicas e interações com o ser humano é muito complexa, devido as suas inúmeras variedades e seus componentes. Em uma bacia hidrográfica a heterogeneidade de elementos e fenômenos é grande, principalmente quando o objetivo é identificar fatores que contribuem para a geração de escoamento superficial. E para melhor compreender esses sistemas, Tucci (2005) sugere a modelagem

hidrológica como uma ferramenta que facilita a representação dos processos hidrológicos que ocorrem em uma bacia hidrográfica. Esses modelos são responsáveis pela predição de consequências relacionadas a mudanças e intervenções na área de estudo.

Os modelos hidrológicos podem ser divididos em diferentes aspectos, onde cada um dá ênfase em processos hidrológicos representativos na bacia hidrográfica. Segundo Tucci (1998) os modelos podem ser:

- Empírico: são modelos onde as simulações que não tem como base processos físicos, mas sim as funções estatísticas que são utilizadas para ajustar os valores observados.
- Conceitual e Semiconceitual: modelos que fazem uso das equações empíricas que tem a capacidade de descrever os processos físicos envolvidos nas simulações, que procura entender os conceitos relacionados ao ciclo hidrológicos e suas etapas.
- Distribuído: modelo onde suas variáveis e parâmetros dependem do espaço e tempo. Sendo assim suas simulações levam em consideração as similaridades dentro de uma bacia hidrográfica, podendo dividi-las em sub-bacias hidrológicamente homogêneas
- Concentrado: modelo que não leva em consideração a variabilidade espacial da bacia, em outros termos, estuda-se a bacia de forma homogênea.
- Contínuo: modelo que simula os processos hidrológicos para um amplo período.
- Discreto: modelo onde as simulações na área ocorrem para um período curto, ou seja, discreto.
- Determinístico: modelo onde as equações utilizadas não contêm variáveis aleatórias, resultando assim em uma mesma resposta final para uma determinada entrada inicial.
- Estocástico: modelo onde o conceito de probabilidade é introduzido, ou seja, existem variáveis aleatórias que são levadas em consideração nas simulações, por isso, os mesmos valores de entrada inicial podem gerar valores finais diferentes.

Entendendo a complexidade dos tipos de modelos hidrológicos existentes e sabendo que podem apresentar mais de uma característica, é importante que o pesquisador escolha um modelo que melhor atenda as demandas da bacia hidrográfica em estudo. Nesse contexto, para selecionar um modelo hidrológico é necessário compreender que aspectos da bacia vão ser

analisados e quais são as respostas esperadas, levando em consideração as diferenças dentro de uma mesma área. Por exemplo, ao estudar um período longo a tendência é escolher um modelo contínuo e não discreto. Já para um estudo que não envolve variabilidade especial aplica-se um modelo concentrado e não distribuído.

3.4.1 O modelo SWAT e suas aplicações

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo hidrológico computacional desenvolvido na década de 1990 em uma colaboração entre *Agricultural Research Service* (ARS) e o *United States Department of Agriculture* (USDA). Foi elaborado com o objetivo de prever os impactos das práticas de gestão do solo na água, sedimento e rendimentos químicos agrícolas em grandes bacias hidrográficas, variando suas condições e cenários para longos períodos. (ARNOLD *et al.*, 2012).

Desde sua criação o modelo já passou por diversas renovações e expansões de capacidade. Também descrito como um modelo de base física, computacionalmente eficiente e possuindo a capacidade de realizar simulações contínuas por longos períodos (NEITSCH *et al.*, 2005;). Com seu desenvolvimento é possível promover simulações de componentes hidrológicos de escoamento superficial, fluxo lateral e subterrâneo, percolação e evapotranspiração.

Além de seus objetivos e capacidade, o SWAT pode ser caracterizado tecnicamente como um modelo hidrosedimentológico, conceitual, semi-distribuído e contínuo no tempo integrado a um SIG, que opera em um passo diário, requerendo uma vasta quantidade de dados tanto espaciais quanto não espaciais, que juntos descrevem a complexidade de uma bacia hidrográfica.

O SWAT simula a fase terrestre da água tendo como base a equação do balanço hídrico (ARNOLD *et al.*, 1998). E ao se integrar com o SIG se torna uma ferramenta capaz de realizar análises complexas em uma bacia hidrográfica, apresentando como principal característica a consideração da variabilidade espaço-temporal para determinar parâmetros hidrológicos.

Gashaw *et al.* (2018) calibraram, validaram e aplicaram diferentes cenários de uso e ocupação do solo para a bacia hidrográfica de Adassa, na Etiópia, com o objetivo de compreender os impactos gerados a partir das mudanças de uso e ocupação do solo, tanto no

passado quanto no futuro, visando entender quais medidas de planejamento podem ser aplicados para adaptar a gestão na bacia hidrográfica. Seus resultados mostram que a expansão de áreas de cultivo, de consolidação urbana e o desmatamento causaram um aumento da vazão par ao período chuvoso e uma diminuição de vazão para o período seco.

Já Viana *et al.* (2021) utilizou o modelo SWAT para comparar as respostas hidrológicas de vazão provenientes de dados observados e estimados de precipitação para a bacia hidrográfica do rio Pirapama, no litoral de Pernambuco. Outro estudo realizado por Andrade *et al.* (2020) aplicou o modelo SWAT na bacia hidrográfica do rio Mundaú, localizada entre o litoral sul de Pernambuco e norte de Alagoas, com o objetivo de avaliar as mudanças de uso e ocupação na bacia e seus efeitos na evapotranspiração, escoamento superficial e produção de sedimentos.

Á vista de sua vasta aplicabilidade, o modelo SWAT tem o potencial de auxiliar na tomada de decisões na gestão de recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. Sua grande aplicação a nível global e local confirma que esse modelo hidrológico pode contribuir de forma vasta para o estudo científico dos processos hidrológicos, motivando assim discussões e propostas para solução de problemas relacionados a mudanças de uso e ocupação do solo, demanda e oferta hídrica, gestão pública e diversos outros (UZEIKA, 2012).

O modelo hidrológico SWAT por ser integrado com um SIG gera uma acessibilidade devido a sua interface, permitindo assim uma interação dinâmica e em tempo real com o usuário com todos os processos de simulação. Além de promover também a interação entre os dados de Sensoriamento Remoto junto ao SIG dentro do modelo.

Segundo Oliveira *et al.* (2020) os produtos provenientes do Sensoriamento Remoto têm se destacado devido a suas contribuições no monitoramento contínuo e representativo de variáveis hidrológicas em bacias hidrográficas. Podendo ser utilizado no monitoramento de precipitação, uso e ocupação do solo, evapotranspiração, umidade do solo e entre outros. Sendo assim pode-se confirmar que a interação entre SIG's, SR e modelos hidrológicos é imprescindível para a compreensão real da dinâmica hidrológica em uma bacia hidrográfica. Ainda, segundo Lettermaier *et al.* (2015) o uso de SR nos estudos hidrológicos é um avanço na sua compreensão científica.

3.4.2 Modelagem hidrológica como ferramenta de gestão

De acordo com Barros e Barros (2015), a formação legal e institucional brasileira que criou um ambiente facilitador para a criação de medidas de recursos hídricos foi a Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, conhecida como Lei das águas, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e o Sistema Nacional de Gestão de Recursos hídricos (SINGREH), onde o comitê de bacias um dos agentes desse sistema. Sabendo disso, o comitê de bacia pode ser descrito como um órgão colegiado, integrado pelo poder público, sociedade civil e empresas usuárias de água. Essa ferramenta tem por finalidade realizar uma gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos da bacia, com o intuito de proteger os seus mananciais e contribuir para o seu desenvolvimento sustentável (CBHSF, 2016).

O comitê de bacia do rio Pajeú foi criado em 2000, pela resolução CRH 03/2000 envolvendo os vinte e sete municípios inseridos na bacia hidrográfica e competente em toda sua área de drenagem, com caráter consultivo e deliberativo, compondo o Sistema Estadual Integrado de Gestão de Recursos Hídricos (SIGGRH).

De acordo com Plano Hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Pajeú (2019) foi instituído um sistema de informações de recursos hídricos (SIRH), que tem como finalidade agregar as informações relacionadas a gestão hídrica produzida pelos órgãos responsáveis em um sistema integrado de gerenciamento, incluindo criação e atualização de banco de dados, publicações, documentos, relatórios, mapas, situação qualitativa e quantitativa e entre outros. Esse sistema, em conjunto com a pesquisa acadêmica, pode criar ferramentas facilitadoras com objetivo de criar e armazenar dados que favoreçam a compreensão da dinâmica hídrica da bacia e os fatores que a influenciam.

O uso de modelos hidrológicos com objetivo de gerar dados para fomentar o SIRH é uma ferramenta imprescindível quando se fala na gestão dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. Sendo o modelo SWAT um exemplo de ferramenta que tem a capacidade de criação de criação e armazenamento de dados hidrológicos, tanto focados na parte da demanda hídrica, como outorga, pontos de poluição, irrigação e até mesmo pontos relacionados a pesquisa acadêmica, que aprofundam a compreensão do balanço hídrico e seus componentes. Em razão disso, foi criado, em parceria entre o estado de Pernambuco e instituições internacionais, a plataforma SUPer que fornece uma plataforma com interface interativa da web com mapas, dados de entrada pré-carregados e, com isso, tabelas, gráficos e

dados de saída. Por fim a plataforma ainda disponibiliza um guia do usuário, e projetos de modelagem com desenvolvimento, execução e armazenamento de dados online.

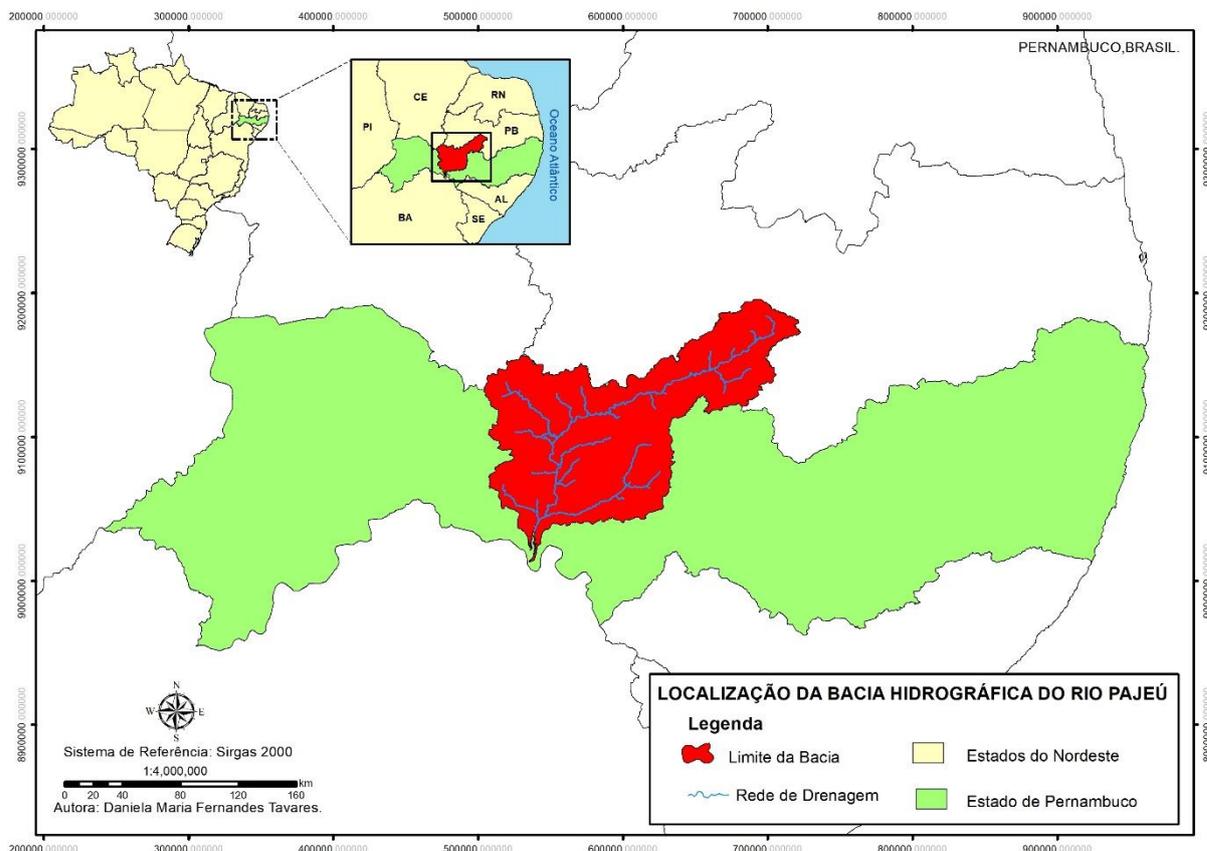
4 MATERIAIS E MÉTODOS

Nessa seção são apresentadas os materiais e métodos utilizados para o trabalho.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Pajeú está localizada na porção central do Estado de Pernambuco, na Região do Médio São Francisco, entre as coordenadas 7°16'20" e 8°56'01" de latitude sul, e 36°59'00" e 38°57'45" de longitude oeste, na região fisiográfica do Sertão de Pernambuco (Figura 1). Limita-se ao norte com os estados do Ceará e Paraíba; ao sul com o terceiro grupo de bacias de rios interiores – GI3(UP22) e a bacia hidrográfica do Moxotó (UP8); a leste ainda com a bacia hidrográfica do Moxotó (UP8) e o Estado da Paraíba e, por último, a oeste com a bacia hidrográfica de Terra Nova e o quarto grupo de pequenos rios interior GI 4(UP23) (Pernambuco, 2006).

Figura 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Pajeú.

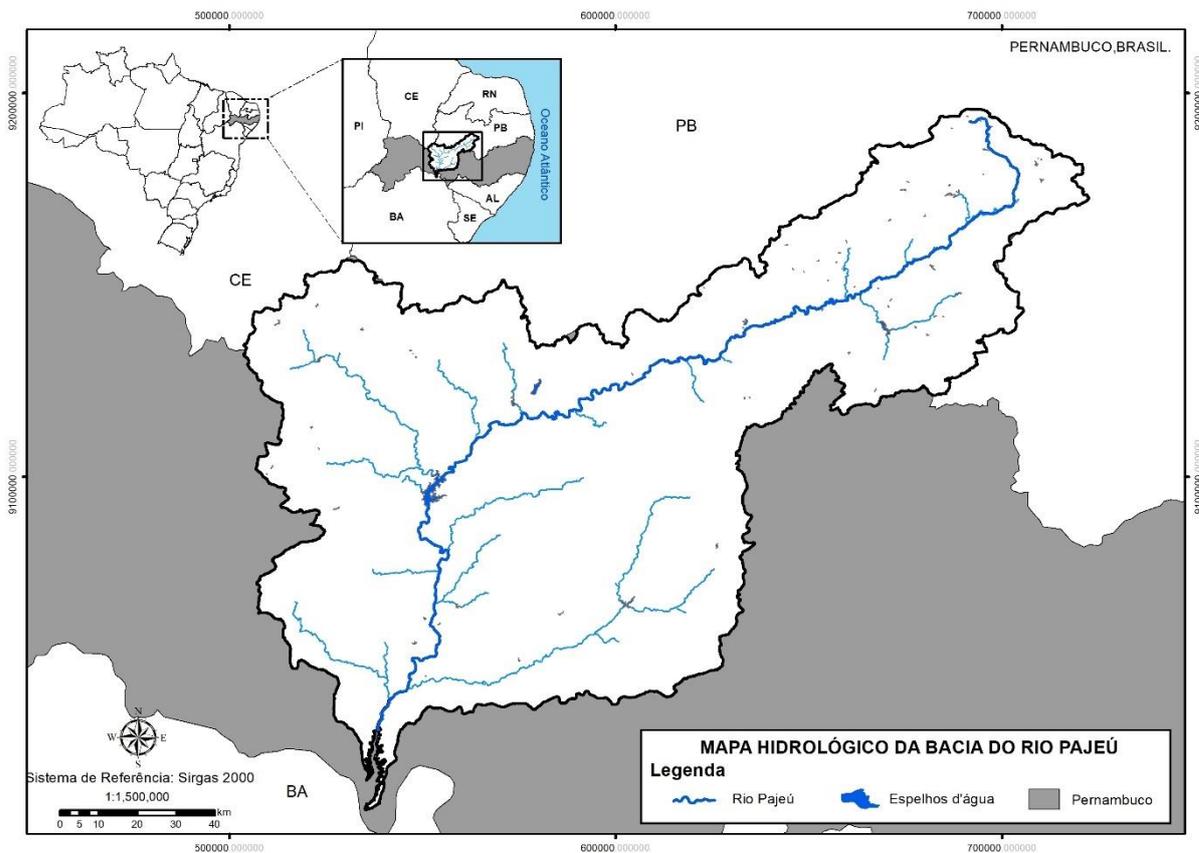


Fonte: A Autora (2022)

No que diz respeito as dimensões e importância geográfica, a bacia hidrográfica do rio Pajeú é a maior bacia do Estado de Pernambuco, compreendendo uma área de 16.685,63 km², o que representa 17,02% da área total do Estado. Sua nascente é localizada no município de Brejinho, percorrendo uma extensão de 353 km e desaguando no sentido sudoeste da bacia no lago do reservatório de Itaparica, no rio São Francisco (CBHSF, 2014).

Seu regime fluvial é intermitente em razão da influência do semiárido e, ao longo de seu curso, margeia as cidades de Itapetim, Tuparetama, Ingazeira, Afogados de Ingazeira, Carnaíba, Flores, Calumbi, Serra Talhada e Floresta. Seus principais afluentes são: pela margem direita, os riachos Tigre, Barreira, Brejo, São Cristóvão e Belém; e pela margem esquerda, os riachos Cedro, Quixabá, São Domingos Poço Negro e do Navio (Figura 2) (CBHSF,2014).

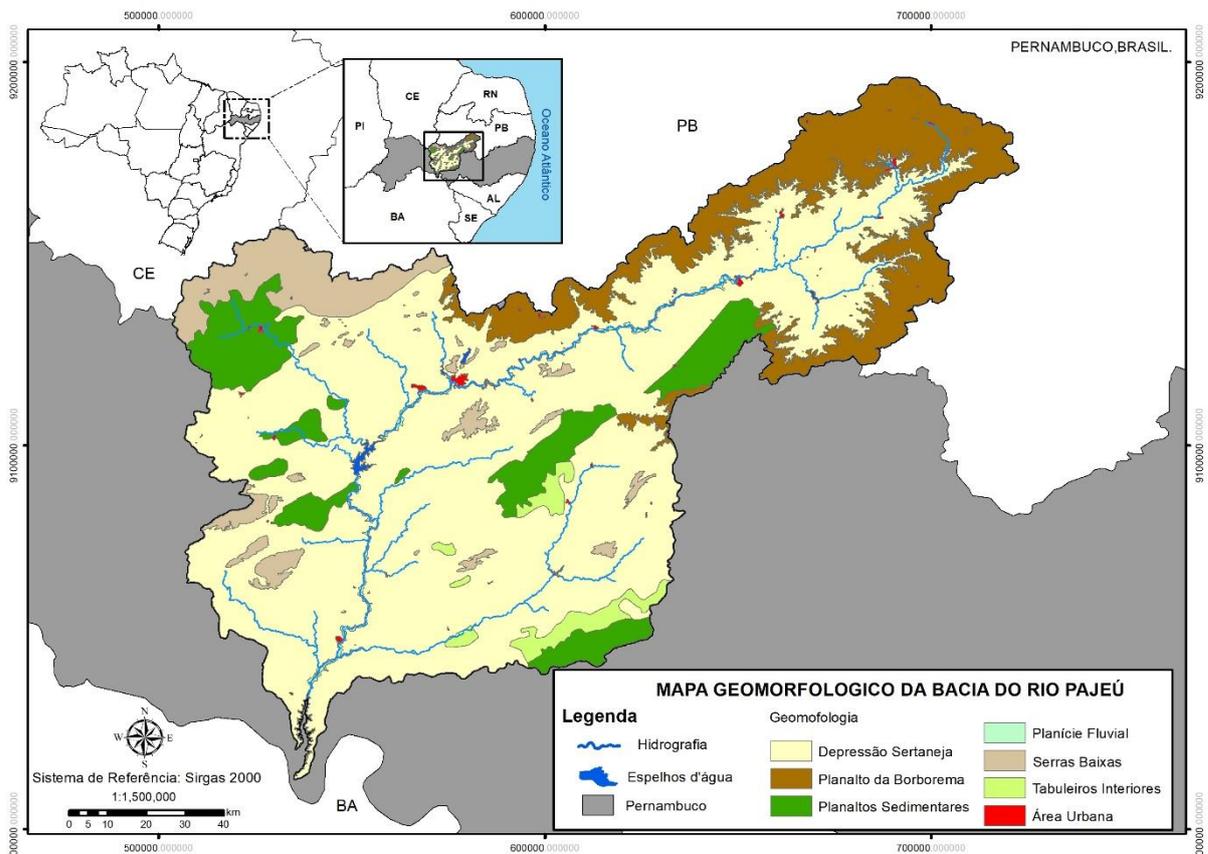
Figura 2 - Mapa da hidrografia da bacia hidrográfica do rio Pajeú.



Fonte: A Autora (2022)

Em relação a presença de reservatório na bacia hidrográfica do rio Pajeú, segundo dados da SECTMA (1998), a bacia conta com 34 açudes de capacidade superior a 500 mil m³, considerados de regularização interanual. Sendo o principal açude o Serrinha II, possuindo uma capacidade de 311.080.000 m³. A bacia do Pajeú apresenta um relevo plano e suave-ondulado, cortada por vales estreitos com vertentes dissecadas (APAC, 2016). Segundo França (2017), a altitude na bacia varia de 250m a mais de 1000m. Seu ponto mais alto encontra-se o Pico do Papagaio, localizado no município de Triunfo, e pertencente ao domínio geomorfológico do Planalto da Borborema, no Alto Pajeú, onde o relevo é caracterizado por colinas e serras. Em contrapartida, o baixo Pajeú encontra-se situado no domínio geomorfológico da Depressão Sertaneja, compõe as áreas mais baixas da bacia, com altitudes variando entre 250m a 539m.

Figura 3 – Mapa geomorfológico da bacia hidrográfica do rio Pajeú.



Fonte: A Autora (2022)

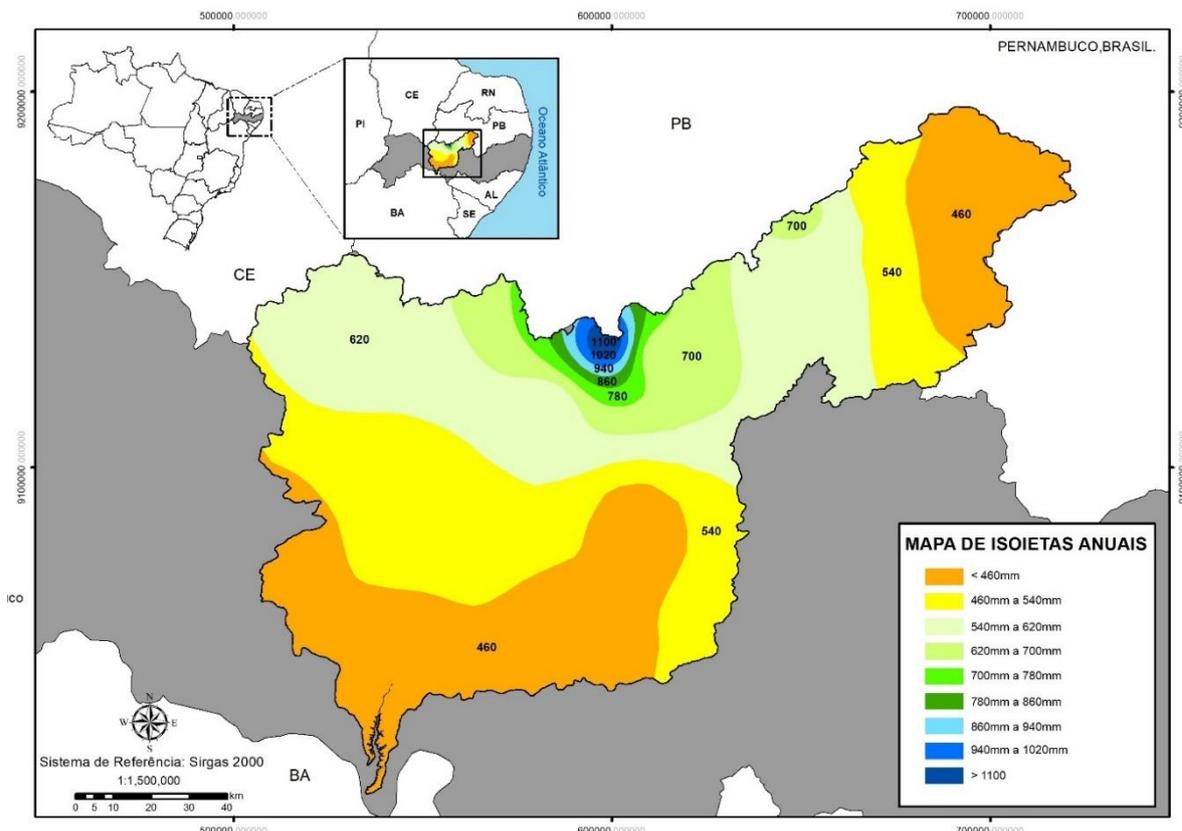
Segundo a classificação climática de Köppen, a bacia hidrográfica de rio Pajeú é caracterizada como do tipo BSw'h' e BSw'h', descritos como um clima quente e seco.

Sabendo disso, a bacia apresenta baixa precipitação média anual, variando entre 600 e 800mm anuais, sendo mal distribuída ao longo do ano. As chuvas, geralmente, ocorrem no verão e combinadas com as altas temperaturas e radiação solar ocasionam o aumento tanto da evaporação quanto da transpiração na região, mesmo no período chuvoso.

Um fator importante de considerar é que por apresentar grandes dimensões, a bacia do rio Pajeú apresenta diferenças climáticas, principalmente, entre o norte e o sul. Isso se dá devido as variações de altitude encontradas na região (Figura 3). Ao Norte encontra-se a região do município de Triunfo, considerado o ponto mais alto de Pernambuco (1.185m.), gerando um microclima na bacia. Esse microclima é considerado como um clima tropical/brejo de altitude que contradiz o cenário de aridez do sertão pernambucano, encontrado mais ao sul da bacia (Figura 4) (GONÇALVES e VITA, 2019).

Em relação a temperatura, a bacia do Pajeú apresenta um média de 20°C na porção norte, onde a altitude que pode chegar a 900m. Na região do microclima de brejo de altitude, até 26°C na porção mais ao sul, próximo ao rio São Francisco, cuja a altitude chega a 350m. (VERSLYPE *et al.*, 2016).

Figura 4- Mapa de isoietas anuais da bacia hidrográfica do rio Pajeú.

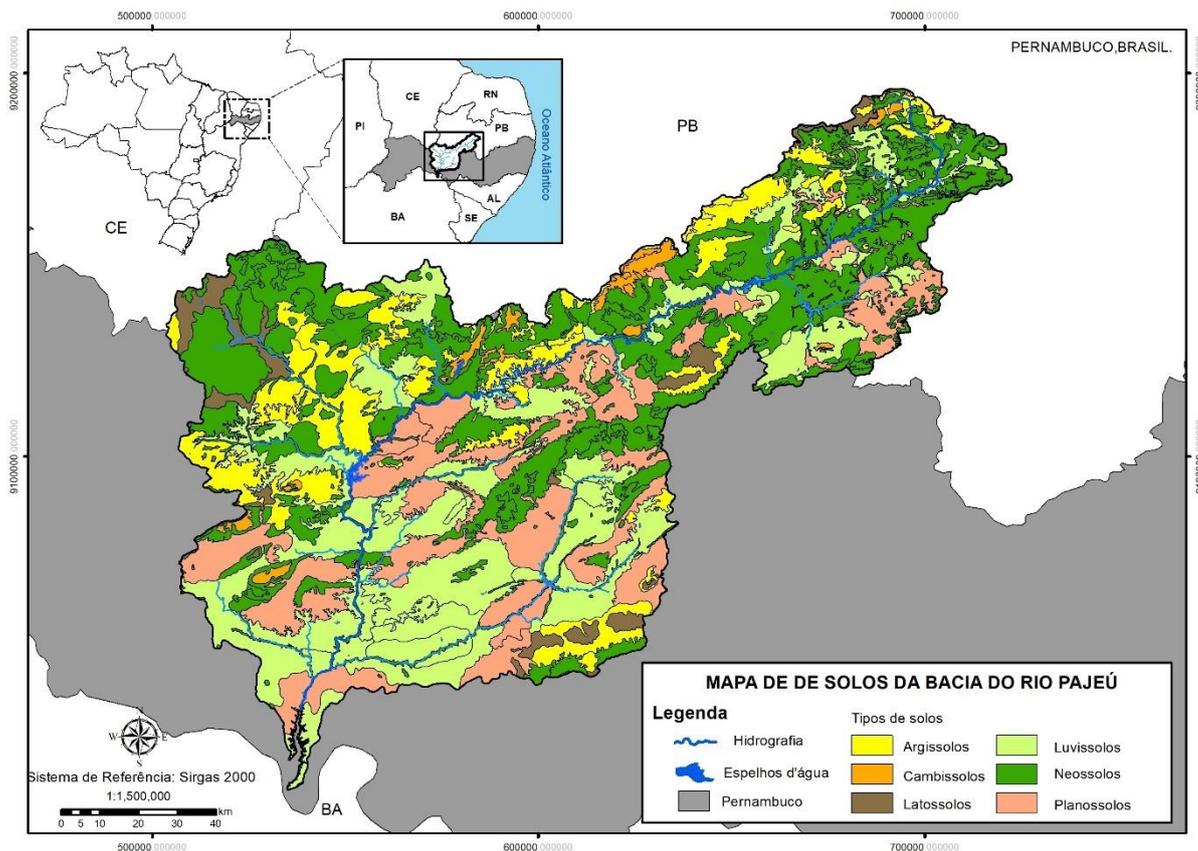


Fonte: A Autora (2022)

Em relação as características do solo da região há grande diversidade, que podem ser justificados pelos fatores que influenciam sua formação, como clima e geologia. Os solos encontrados na região são formados, principalmente, através de intemperismo físicos, que consiste na ação das altas temperaturas do sol sob rochas cristalinas, ocasionando fenômenos de dilatação e fragmentação, causando assim a formação do solo (EMBRAPA, 2013).

Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA,2013), a bacia do rio Pajeú apresenta, em sua maioria, a incidência de solo dos tipos: Planossolos, Luvisolos, Neossolos Litólicos e Argissolos (Figura 5). Também são encontrados, em menor quantidade, cambissolos, neossolos fúvicos e as latossolos.

Figura 5 – Mapa de solos da bacia hidrográfica do rio Pajeú.



Fonte: A Autora (2022)

A vegetação predominante na bacia é a Caatinga, este bioma, segundo Ribeiro et al (2016) é o único exclusivamente brasileiro e um dos mais extensos. Sua vegetação é caracterizada como resistente a escassez hídrica e dentre suas divisões gerais a bacia de

estudo pode ser considerada como caatinga hiperxerófila, com trechos de floresta caducifólia, ou seja, de baixo e médio porte que perde folhas durante o período de estiagem. É uma vegetação característica de solos rasos que estão sob rochas cristalinas, como granitos e gnaisses.

Por outro lado, nas áreas de maiores altitudes como nos municípios de Triunfo, Santa Cruz da Baixa Verde e Flores, a caatinga é chamada de subcaducifólia devido ao regime pluviométrico mais volumoso e temperaturas mais baixas referente a esse microclima de altitude encontrado na bacia do rio Pajeú (CONDEPE, 2006).

4.1.1 Sistema de Unidades de Resposta Hidrológica para Pernambuco (SUPer)

A bacia do rio Pajeú conta um projeto no SWAT disponível para o setor público, através da plataforma SUPer (Sistema de Unidades de resposta hidrológica para Pernambuco) (<http://super.swat.tamu.edu/>). Essa ferramenta foi desenvolvida através de uma parceria entre a UFPE, UFRPE, UFCG, ITEP e a *Texas A&M University*, com o objetivo de dar suporte a gestão das bacias do Estado de Pernambuco, no âmbito econômico, político e social.

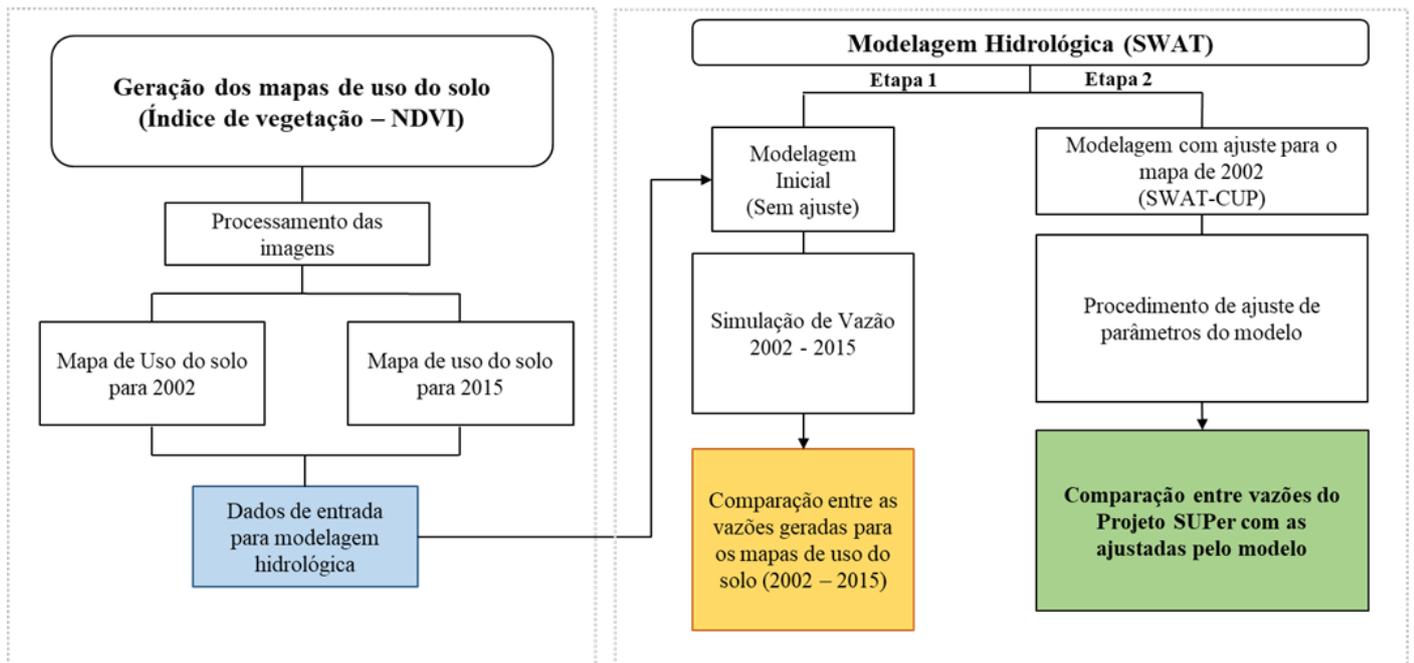
O SUPer disponibiliza dados de entrada para modelagem, fornece resultados obtidos através de simulações de bacias hidrográficas de Pernambuco e também contém projetos de modelagens em desenvolvimento. Esse sistema possibilita uma maior usabilidade do modelo SWAT para diversos fins, como simular efeitos de diferentes práticas de manejo sob diferentes tipos de culturas, solos, cobertura vegetal, uso e cenários de mudanças climáticas na hidrologia, qualidade de água e produção de sedimentos em bacias hidrográficas de Pernambuco.

O Sistema SUPer já descrito foi criado, principalmente, para fomentar tanto a gestão pública quanto a pesquisa científica acerca da compreensão da dinâmica hidrosedimentológica nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. Sabendo disso, ao entender como a plataforma SUPer funciona, quais são as implicações e benefícios do seu uso como suporte para a gestão de bacias hidrográficas, é possível avaliar como o uso de Sensoriamento Remoto para geração de mapas de uso do solo com maior detalhamento pode modificar as simulações e resultados, e quais são as implicações que isso gera no modelo já calibrado e validado.

4.2 ETAPAS METODOLÓGICAS

O fluxograma da Figura 6 resume de forma geral as etapas seguidas para a execução deste trabalho.

Figura 6 - Fluxograma metodológico geral da pesquisa.

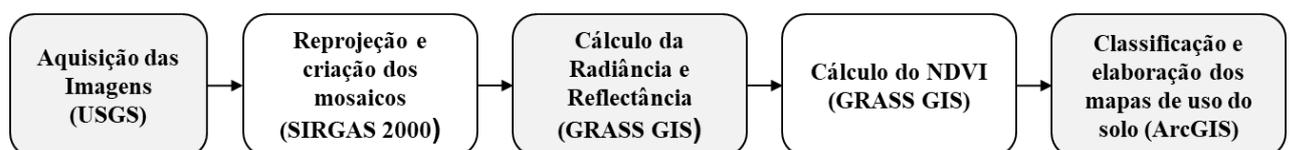


Fonte: A Autora (2022).

4.3 CLASSIFICAÇÃO DO USO DO SOLO DA BACIA DO RIO PAJEÚ POR ÍNDICE DE VEGETAÇÃO

O fluxograma da Figura 7 resume as etapas seguidas para a obtenção dos mapas de uso do solo de 2002 e 2015

Figura 7 - Fluxograma de etapas do processamento das imagens.



Fonte: A Autora (2022)

4.3.1 Aquisição de imagens

As imagens de satélite utilizadas são dos sensores ETM+ e OLI/TIRS, acopladas aos satélites Landsat 7 e 8, respectivamente. Essas imagens estão disponíveis gratuitamente pelo *United States Geological Survey* (USGS), com todas as bandas inclusas de acordo com a Tabela 1.

Tabela 1- Principais contribuições das faixas espectrais do Landsat 7 e 8 para o mapeamento.

Satélite	Sensor	Bandas	Resolução Espacial (m)	Faixa do Espectro (um)
Landsat 7	ETM + (Enhanced Thematic Mapper Plus)	(B1) Azul	30	0.45 - 0.52
		(B2) Verde		0.53 - 0.61
		(B3) Vermelho		0.63 - 0.69
		(B4) Infravermelho Próximo		0.78 - 0.90
		(B5) Infravermelho médio		1.55 - 1.75
		(B6) Infravermelho termal 1	60	10.4 - 12.5
		(B7) Infravermelho médio 2	30	2.09 - 2.35
		(B8) Pancromática	15	0.52 - 0.90
Landsat 8	OLI (Operational Land Imager)	(B1) Azul Costeiro	30	0.43 - 0.45
		(B2) Azul		0.45 - 0.51
		(B3) Verde		0.53 - 0.59
		(B4) Vermelho		0.64 - 0.67
		(B5) Infravermelho médio		0.85 - 0.88
		(B6) Infravermelho termal 1		1.57 - 1.65
		(B7) Infravermelho médio 2		2.11 - 2.29
		(B8) Pancromática	15	0.50 - 0.68
		(B9) Cirrus	30	136 - 138
	TIRS (Thermal Infrared Sensor)	(B10) Infravermelho Termal 1	100	10.60 - 11.9
		(B11) Infravermelho Termal 2		11.50 - 12.51

Fonte: USGS (2021b)

Para cada ano estudado, foram adquiridas 4 imagens, em razão da extensa área da bacia hidrográfica do rio Pajeú. Sendo assim, ao todo foram utilizadas 8 imagens de SR para o período, entre setembro e dezembro, levando em consideração a incidência de nuvens e qualidade da imagem (Tabela 2).

Em relação a diferença entre as datas selecionadas para o estudo, houve uma limitação de imagens disponíveis para o período. Com isso, foi necessário utilizar um intervalo maior

dentro do período seco para a bacia. Portanto, para 2002 as imagens com melhores resultados são para o mês de setembro e para 2015 o mesmo foi observado para o mês de novembro.

Tabela 2 – Características das imagens adquiridas do Landsat 7 e 8.

Ano	Data	Presença de nuvens (%)	Orbita	Ponto
2002	15/09/2002	2	215	65
	15/09/2002	1	215	66
	22/09/2002	0	216	65
	22/09/2002	1	216	66
2015	30/11/2015	4.39	215	65
	30/11/2015	0.17	215	66
	7/12/2015	0.02	216	65
	7/12/2015	0.03	216	66

Fonte: USGS (2021b)

4.3.2 Reprojecção e criação dos mosaicos

Inicialmente, após a aquisição das imagens, foram realizados, no software de Geoprocessamento QGIS 7.6, o procedimento de reprojecção individual. Elas foram reprojctadas do sistema de projecção UTM WGS 84 para o SIRGAS 2000. Em seguida, foram criados os mosaicos para cada ano, 2002 e 2015, respectivamente, para que as demais etapas fossem realizadas.

4.3.3 Cálculo da Radiância e Reflectância

Para o cálculo da radiância foi utilizada a Equação (1) que descreve os componentes desses processos. Onde “a” e “b” são as radiâncias espectrais mínimas máximas ($Wm^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$); ND a intensidade do pixel (número inteiro entre 0 e 255) e “i” cada banda dos satélites Landsat 7 e 8 (CHANDER e MARKHAM, 2009).

$$L_{\lambda i} = a_i + \frac{b_i + a_i}{255} ND \quad (1)$$

Em seguida, com as radiâncias calculadas, foram determinadas as reflectâncias através da Equação (2). Onde $L_{\lambda i}$ corresponde a radiância espectral de cada banda calculada, $K_{\lambda i}$ é a irradiância solar espectral de cada banda no topo da atmosfera ($Wm^{-2} sr^{-1} \mu m^{-1}$), Z é o ângulo zenital solar e d_r é o quadrado da razão entre a distância média Terra-Sol(r_r) e a distância Terra-Sol (r) em dado dia do ano (DAS).

$$P_{\lambda i} = \frac{\pi \cdot L_{\lambda i}}{K_{\lambda i} \cdot \cos Z \cdot d_r} \quad (2)$$

Todos os processos envolvidos nessa etapa do trabalho foram realizados no software de domínio público GRASS 7.8. Nele as etapas de calcula da radiância e reflectância são feitos de forma automática através da adição de cada uma das bandas necessárias e de seus metadados, onde estão disponíveis as variáveis das equações (1) e (2). Após o procedimento no GRASS seguiu-se diretamente para o procedimento de cálculo de índice de vegetação.

4.3.4 Cálculo do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI)

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) permite a detecção de mudanças sazonais e interanuais no desenvolvimento e atividades da vegetação, possibilitando assim a medição do vigor e saúde da vegetação, por meio de informações coletadas através da sensores remotos embarcados em satélites. Esses sensores captam a reflexão da luz solar em faixas do comprimento de onda – as conhecidas bandas espectrais. Os índices de vegetação, incluindo NDVI, utilizam o espectro do vermelho (*Red*) e infravermelho próximo (*Near infrared*) em suas combinações de bandas. Quando calculado o NDVI resulta em valores que variam entre -1 e 1, onde 1 representa vegetação com maior vigor e -1 a presença de água (ABDOU *et al*, 1996).

O NDVI se comporta através da interação das ondas eletromagnéticas com a clorofila nas folhas dado pela seguinte Equação (3):

$$NDVI = \left(\frac{NIR - Red}{NIR + Red} \right) \quad (3)$$

Onde, NIR é a refletância espectral da banda do sensor utilizado na faixa do infravermelho próximo; RED é a refletância espectral da banda do sensor na faixa do vermelho.

Para o cálculo do NDVI as imagens que passaram pelas etapas anteriores de reprojeção e processamento foram adicionadas também no software GRASS 7.8, com a finalidade de calcular e gerar o índice de vegetação.

Para este estudo um Índice de Vegetação - IDV foi utilizado com o intuito de verificar as variações de vegetação na Bacia Hidrográfica do Rio Pajeú, uma vez que, a maior parte da sua área é distribuída em regiões de vegetação ou atividade agropastoril, tendo apenas pequenas áreas de adensamento urbano. Sendo assim, o NDVI consegue representar o uso do solo na região levando em consideração, principalmente, a vegetação e tudo aquilo diferente dela. Portanto as classes de uso do solo obtidas pelo uso de IDV são geralmente áreas com presença de água, áreas sem presença de vegetação (solo exposto ou áreas urbanas) e áreas que apresentam vegetação em suas diversas formas de adensamento (ADESUJI & MUNCH, 2015).

É necessário também compreender que o uso de IDV para avaliação de uso do solo em uma determinada área tem grande influência de fatores como precipitação que antecede a passagem do satélite e a presença de nuvens.

4.3.5 Classificação do uso e ocupação do solo

Para a classificação dos intervalos das classes de uso e ocupação do solo (Tabela 3), foram utilizados dois mapas de composição falsa-cor, que enfatizam as áreas tanto de vegetação quanto de solo exposto/área urbana. A composição falsa-cor, nomeada de Cores Naturais Simuladas, se deu através das bandas 5, 4 e 3 para o Landsat 7 e as 7,6 e 4 para o Landsat 8.

Tabela 3 - Classes de uso do solo determinadas para a bacia do rio Pajeú.

Classes de uso do solo
Água
Solo Exposto
Vegetação Rasteira
Vegetação Arbustiva
Vegetação Arbórea

Fonte: A Autora (2022)

Com os mapas de NDVI prontos e as imagens de composição falsa cor no mesmo projeto foi possível realizar uma comparação visual entre os mapas. Esse processo confirma cada classe do NDVI, garantindo a qualidade do método. As mudanças de uso do solo para a bacia hidrográfica do rio Pajeú foram analisadas através da comparação entre as áreas de cada classe entre o intervalo de tempo de 14 anos (2002 – 2015).

4.3.6 Determinação das classes de uso do solo

Para compreender a dinâmica de uso e ocupação do solo através de índices de vegetação é necessário também analisar a precipitação correspondente ao período de cada imagem adquirida no estudo. Isso se dá devido a rápida resposta da vegetação da caatinga a eventos de precipitação que causam um aumento na densidade biomassa vegetal como um todo. Sabendo disso, as mudanças de uso do solo para a bacia hidrográfica do rio Pajeú foram estudadas através da comparação entre as classes identificadas e como essa modificação ocorreu dentro do intervalo de 14 anos (2002 – 2015).

4.4 DESCRIÇÃO DAS EQUAÇÕES DO MODELO SWAT

O modelo SWAT descreve a fase terrestre do ciclo hidrológico através a equação do balanço hídrico (Equação 4)

$$SW_t = SW_o + \sum_{i=0}^t (Pd - Q_{sup} - Ea - W_{vad} - Q_{sub}) \quad (4)$$

Onde SW_t é a quantidade final de água no solo (mm); SW_o é a quantidade de água no início do dia (mm); t é o tempo (dias); P_d é a precipitação no dia (mm); Q_{sup} representa o

escoamento superficial(mm); E_a é a quantidade de água que evapotranspirou no dia (mm); W_{vad} é a quantidade de água que entrou na zona vadosa no dia (mm); e Q_{sub} é a quantidade de água que alcança o aquífero subterrâneo (mm).

A variável de estudo principal da pesquisa é o escoamento superficial, que é descrito como o fenômeno que acontece quando a taxa de precipitação de água no solo excede a taxa de infiltração (LELIS, 2011). Neste caso, o modelo SWAT apresenta dois métodos diferentes para o cálculo do escoamento superficial. O primeiro método é o Método da Curva Número (CN) desenvolvido *Soil Conservation Service* (SCS, 1972) e o método de infiltração de Green & Ampt (1911). Sabendo disso, o método adotado nesse estudo foi o da Curva Número (CN), desenvolvido para estimar o escoamento superficial levando em consideração diferentes uso do solo e tipos solo de uma área (Equação 5).

$$Q_{sup} = \frac{(Pd - I_a)^2}{(Pd - I_a + S)} \quad (5)$$

Onde Q_{sup} é o escoamento superficial (mm), P é a precipitação (mm) e S é a capacidade máxima de armazenamento (mm). O parâmetro S varia espacialmente, levando em consideração os tipos, uso, manejo e declividade do solo e também as condições prévias de umidade, que por sua vez é definido na Equação (6) (NEITSCH *et al.*, 2011).

$$S = 24,4 \left(\frac{100}{CN} - 10 \right) \quad (6)$$

Onde CN representa o número da curva para o dia, descrito como um parâmetro tabelado, que varia de 0 a 100, se relacionando a permeabilidade e capacidade de retenção máxima do solo. Os valores mais próximos a 0 é característico de um solo com capacidade de infiltração muito alta e o CN próximo a 100 caracteriza um solo onde a capacidade de infiltração é praticamente nula, ou seja, solo impermeável.

4.4.1 SWAT-CUP

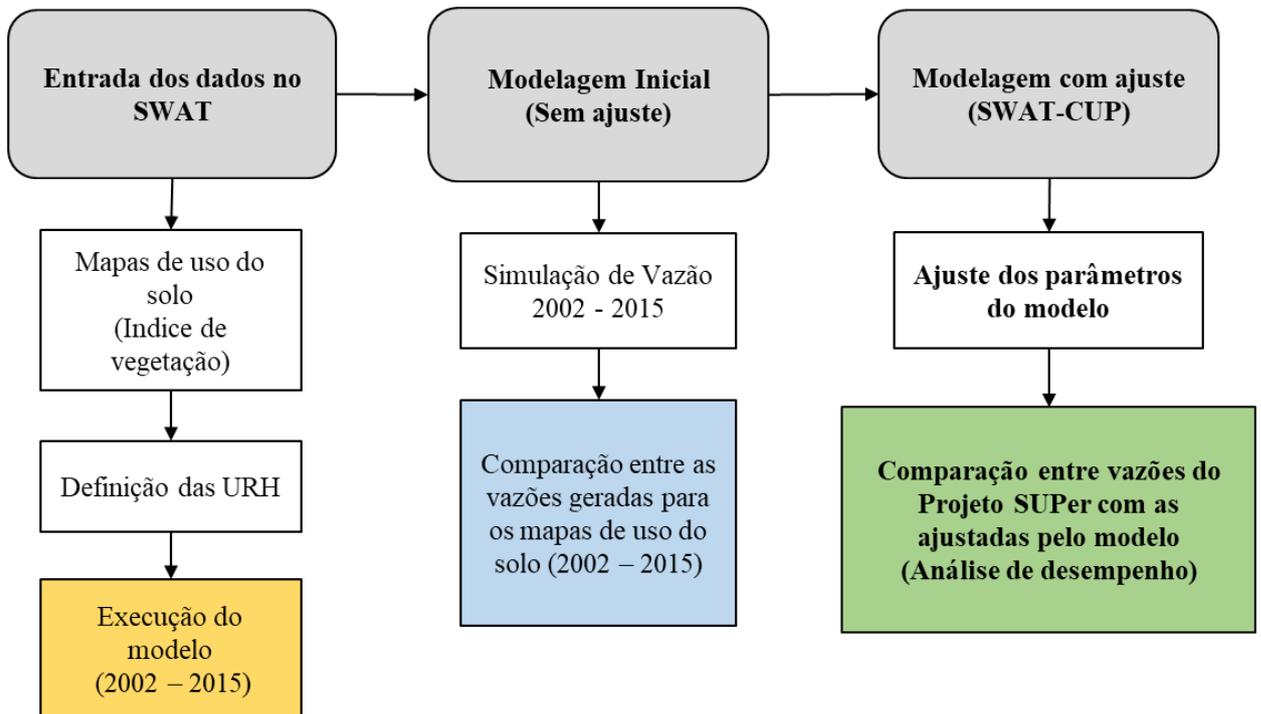
O SWAT-CUP é um software de domínio público, desenvolvido por Abbaspour *et al.* (2007) que automatiza todos os processos envolvidos na calibração de uma bacia hidrográfica modelada por meio do SWAT. Sabendo disto, o SWAT-CUP possibilita a realização de análise de sensibilidade, calibração e verificação dos parâmetros a partir de cinco diferentes

algoritmos: *Sequential Uncertainty Fitting* (SUFI-2) (ABBASPOUR et al., 2007); *Generalized Likelihood Uncertainty Estimation* (GLUE) (BEVEN e BINLEY, 1992); *Parameter Solution* (ParaSol) (VAN GRIENSVEN et al., 2006); *Mark Chain Monte Carlo* (MCMC) (KUCZERA et al., 1998); e *Particle Swarm Optimization* (PSO) (KENNEDY e EBERHART, 1995).

A versão do SWAT-CUP utilizada nesse trabalho foi a 5.1.6.2 de 2012, em conjunto com o algoritmo SUFI-2(*Sequential Uncertainty Fitting 2*). A aplicação do software de calibração nesta pesquisa se deu em razão da necessidade de ajustar os valores dos parâmetros já calibrados, anteriormente pela ferramenta (SUPER), para os novos mapas de uso do solo elaborados. O ajuste ocorreu com base nos valores máximos e mínimos dos parâmetros considerados ideais para a calibração da bacia. Esse ajuste teve como objetivo melhorar os resultados das simulações realizadas com os novos planos de informações de uso do solo obtidos por índices de vegetação (2002 e 2015).

4.5 ETAPAS DE EXECUÇÃO DO MODELO SWAT

Figura 8 – Fluxograma metodológico da etapa de modelagem.



Fonte: A Autora (2022)

4.5.1 Entrada de dados no modelo SWAT

Tendo em vista que o objetivo desse trabalho não é realizar uma nova calibração e nem criar um novo projeto para a bacia hidrográfica do rio Pajeú, todas as etapas a serem descritas foram realizadas no ArcSwat a partir da fase de entrada dos dados de uso do solo, tipos de solo e declividade, para a geração das Unidades de Respostas Hidrológicas (HRUs), excluindo assim a etapa inicial de delimitação e discretização da bacia.

Com isso, determinou-se cinco classes de uso do solo, sendo elas: água, solo exposto, vegetação rasteira, vegetação arbustiva e vegetação arbórea. As novas classes de uso do solo foram associadas as classes existentes no banco de dados do SWAT, de forma em que exista uma similaridade nas características de ambas. Após essa associação, foi gerada uma reclassificação de acordo com parâmetros existentes no banco de dados do modelo. A associação entre a classificação gerada pelo o usuário e uso do solo do banco de dados do SWAT, foi escolhida de acordo com a Tabela 4.

Tabela 4 - Associação dos usos do solo do SWAT com os usos da bacia do rio Pajeú.

Uso do solo na bacia	Uso do solo no SWAT
Água	Water - WATR
Solo Exposto	Barren (BARR)
Vegetação Rasteira	Pasture (PAST)
Vegetação Arbustiva	Range Bush (RNGB)
Vegetação Arbórea	Forest-mixed(FRST)

Fonte: A Autora (2022)

O mapa de tipos de solo e a declividade foram mantidos do projeto SUPer e foram apenas adicionados novamente a modelagem na etapa de definição das Unidades de Respostas Hidrológicas (URH's).

Após esses procedimentos foram geradas as Unidades de Respostas hidrológicas. A primeira entrada é referente ao tipo de uso do solo com suas classes de uso definidas e relacionando-as com o banco de dados do ArcSWAT. Em seguida, foi inserido o mapa tipos de solo com cada um deles já definidos. Por fim, foram definidos dos intervalos referentes a declividade da bacia através da classificação da Embrapa (2000), que para a área de estudo,

foram definidos cinco níveis de declividade: 0-3% (plano), 3-8% (suave ondulado), 8-20% (ondulado), 20-45% (forte ondulado) e 45-75% (montanhoso e escarpado).

A última etapa para a execução do modelo SWAT é a inserção dos dados das variáveis climáticas exigidas (precipitação (mm), temperatura (°C), umidade relativa (%), radiação solar (Mj/m²) e velocidade do vento (m/s)). Todo esse processo ocorreu com a utilização do banco de dados disponível da plataforma SUPER, sem nenhuma alteração, apenas foram adicionados novamente para a criação do projeto com os novos mapas de uso do solo (NDVI).

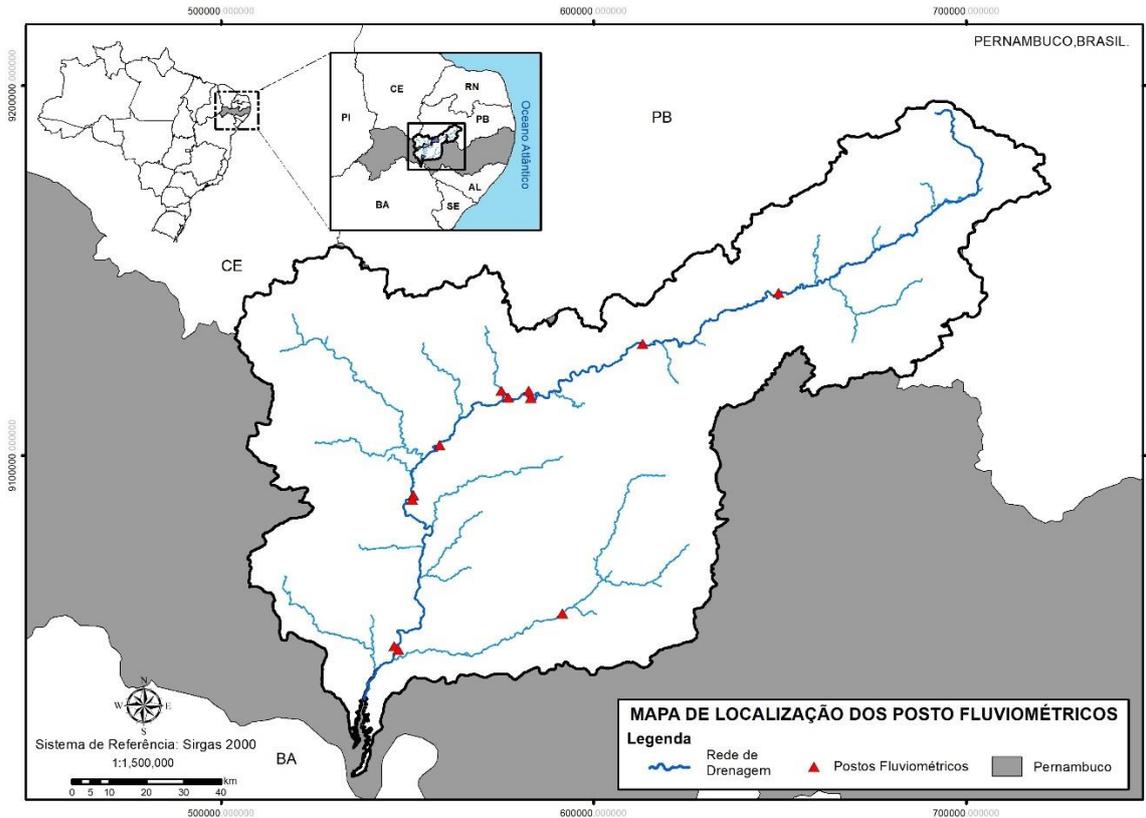
Após finalização desta etapa, foram aplicados os procedimentos para modelagem inicial, sem calibração para os dois mapas de uso do solo obtidos através de produtos de IV (NDVI 2002 e NDVI 2015). Com isso foi possível obter as primeiras simulações de vazão para a área de estudo e a comparação delas com os dados observados.

4.5.2 Modelagem Inicial

Após realizar as etapas de execução do modelo, prosseguiu-se com o procedimento de simulação inicial para o período de 2002 a 2015, que consiste em processar os resultados sem nenhuma alteração nos parâmetros de ajuste do modelo. Esses resultados iniciais são referentes ao processamento para o uso do solo do NDVI 2002 e NDVI 2015. Sendo assim são obtidos dois resultados distintos.

Nessa modelagem inicial, um período de três anos de aquecimento foi utilizado para ambas simulações. Esse período antecede a série de dados a serem analisadas, que nesse caso vai de 1998 a 2001. Essa etapa de aquecimento do modelo é importante para estabilizar as condições iniciais da bacia e prepara-lo para o período de estudo, garantindo assim um desempenho mais acurado (Figura 9) (ARNOLD et al., 2012).

Figura 9 – Mapa de localização dos postos fluviométricos da bacia.



Fonte: A Autora (2022)

4.5.3 Modelagem com ajuste de parâmetros

O processo de calibração de um modelo hidrossedimentológico consiste em ajustar seus parâmetros com o objetivo de obter uma resposta aceitável entre os dados calculados e os observados in situ.

O ajuste do modelo para a bacia do rio Pajeú foi realizado com frequência de saída mensal, para o período de 2002 a 2015. Logo depois da seleção do mapa de uso do solo que obteve melhores resultados simulados, a partir da modelagem inicial, foi realizado o procedimento de ajuste de parâmetros no SWAT-CUP. Esse procedimento foi uma verificação, uma vez que, foi apenas realizada uma sessão de 500 iterações no software. Neste caso, foram utilizados os mesmos limites interiores e superiores (faixa de variação) dos parâmetros que anteriormente fizeram parte da mais recente calibração e validação do projeto SUPER. Esses valores estão distribuídos na Tabela 5, a seguir:

Tabela 5 – Parâmetros utilizados para procedimento de ajuste da vazão no SWAT-CUP.

Parâmetro	Método	Faixa de variação (SUPER)	
		Intervalo Inferior	Intervalo Superior
CN2	r	-0.090000	0.021000
ALPHA_BF	v	0.460000	0.570000
GW DELAY	v	270.200.012	423.399.994
GWQMN	v	3.214.500.000	4.178.490.234
REVAPMN	v	341.160.004	402.510.010
SLSUBBSN	v	96.209.999	133.990.005
GW REVAP	v	0.290000	0.350000
CH N2	v	0.100000	0.110000
SOL K	r	-0.010000	0.003000
SOL AWC	r	2.270.000	2.690.000
SOL Z	r	0.180000	0.300000

Fonte: A Autora (2022)

Nessa etapa foram considerados 11 parâmetros tido como os mais sensíveis ao ajuste da vazão do acordo com o projeto SUPER (Tabela 5). Cada parâmetro apresenta um método de cálculo: o de substituição direta (v) e multiplicação (r). Na substituição direta (v) o modelo altera o valor existente por outro e no método da multiplicação a alteração dos valores é estabelecida variando o valor inicial por porcentagem.

4.5.4 Análise de desempenho do modelo

Os resultados obtidos através da simulação hidrológica para a bacia hidrográfica do rio Pajeú, nas fases de modelagem inicial e ajuste foram analisados tomando como base os hidrogramas observados e simulados, e as funções objetivas referentes ao coeficiente de determinação (R^2), Índice de Eficiência de Nash-Sutcliffe (NS) e Tendência Percentual (PBIAS).

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{obs} - Q_{sim})}{\sum_{i=1}^n (Q_{obs})} \times 100 \quad (6)$$

$$NS = 1 - \left(\frac{\sum_i (Q_{obs} - Q_{sim})^2}{\sum_i (Q_{obs} - Q_{obs})^2} \right) \quad (7)$$

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i - Y_m) x (X_i - X_m)}{\sum_{i=1}^n (Y_i - Y_m) x (X_i - X_m)^2} \right)^2 \quad (8)$$

Onde Q_{obs} é a variável observada; Q_{sim} é a variável simulada pelo modelo; Q_{sim} é a média da vazão simulada; e $\overline{Q_{obs}}$ é a média da vazão observada na bacia; X_i são os valores observados e X_m a média destes valores, Y_i os valores calculados pelo modelo e Y_m a sua média.

O Coeficiente de Determinação (R^2) mostra o grau de colinearidade entre os valores simulados e observados, retratando a proporção da variância entre os valores. O R^2 varia entre 0 e 1, onde os valores de 1 indicam menor variância do erro (Ferrigo, 2014). Esse coeficiente tem sensibilidade a valores extremos na amostra, e tem pouca sensibilidade as diferenças proporcionais entre as series observadas e simuladas.

O NS é uma estatística normalizada que determina a magnitude relativa da variância residual quando comparado com a variação de medição. Esse índice varia entre ∞ a 1, onde os valores menores que zero indicam que a média dos dados observados prevê melhor o comportamento da amostra do que a simulação do modelo. E contrapartida, valores próximos a 1 indicam um ajuste ótimo feito pelo modelo. O coeficiente NS tem respostas interessantes no tocante a representação dos picos de vazão simulada (Andrade et al., 2013; Melo Neto et al., 2014; Ferrigo, 2014).

A Tendência Percentual (PBIAS). avalia a tendência média que os dados simulados tem de serem maiores ou menores que os dados observados, sendo assim, quanto menor seu valor melhor o ajuste, onde 0 indica uma simulação perfeita do evento observado. Já quando os valores variam de forma positiva é indicada uma tendência de subestimação dos dados simulados, e para variações negativas ocorre uma tendencia de superestimação (GUPTA *et al.*, 1999; UZEIKA, 2009).

Ao avaliar o desempenho do modelo SWAT, Green *et al.* (2006), Wu e Chen (2009) consideram valores de $R^2 > 0,5$ e $NS > 0,4$ como aceitáveis. Já para Moriasi *et al.* (2007) aceita apenas $NS > 0,5$ para simulações mensais. Sabendo disso, nesse estudo que testa a aplicação produtos índices de vegetação como entrada de uso do solo foi considerado os valores aceitáveis propostos por Green *et al.* (2006) e Wu e Chen (2009).

A classificação da Tabela 6 foi adotada de acordo com o proposto por Moriasi *et al.* (2007) para uma modelagem de frequência mensal.

Tabela 6 - Classificação da eficiência da modelagem do modelo SWAT por meio da análise do R^2 , NS e PBIAS.

Classificação	R^2	NS	PBIAS (%)
Muito boa	$0,80 < R^2 \leq 1,00$	$0,75 < NSE \leq 1,00$	$PBIAS < \pm 10$
Boa	$0,70 < R^2 \leq 0,80$	$0,65 < NSE \leq 0,75$	$\pm 10 < PBIAS \leq \pm 15$
Satisfatória	$0,60 < R^2 \leq 0,70$	$0,50 < NSE \leq 0,65$	$\pm 15 < PBIAS \leq \pm 25$
Insatisfatória	$R^2 \leq 0,60$	$NSE \leq 0,50$	$PBIAS \geq \pm 25$

Fonte: Adaptado de Moriasi et al. (2007).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

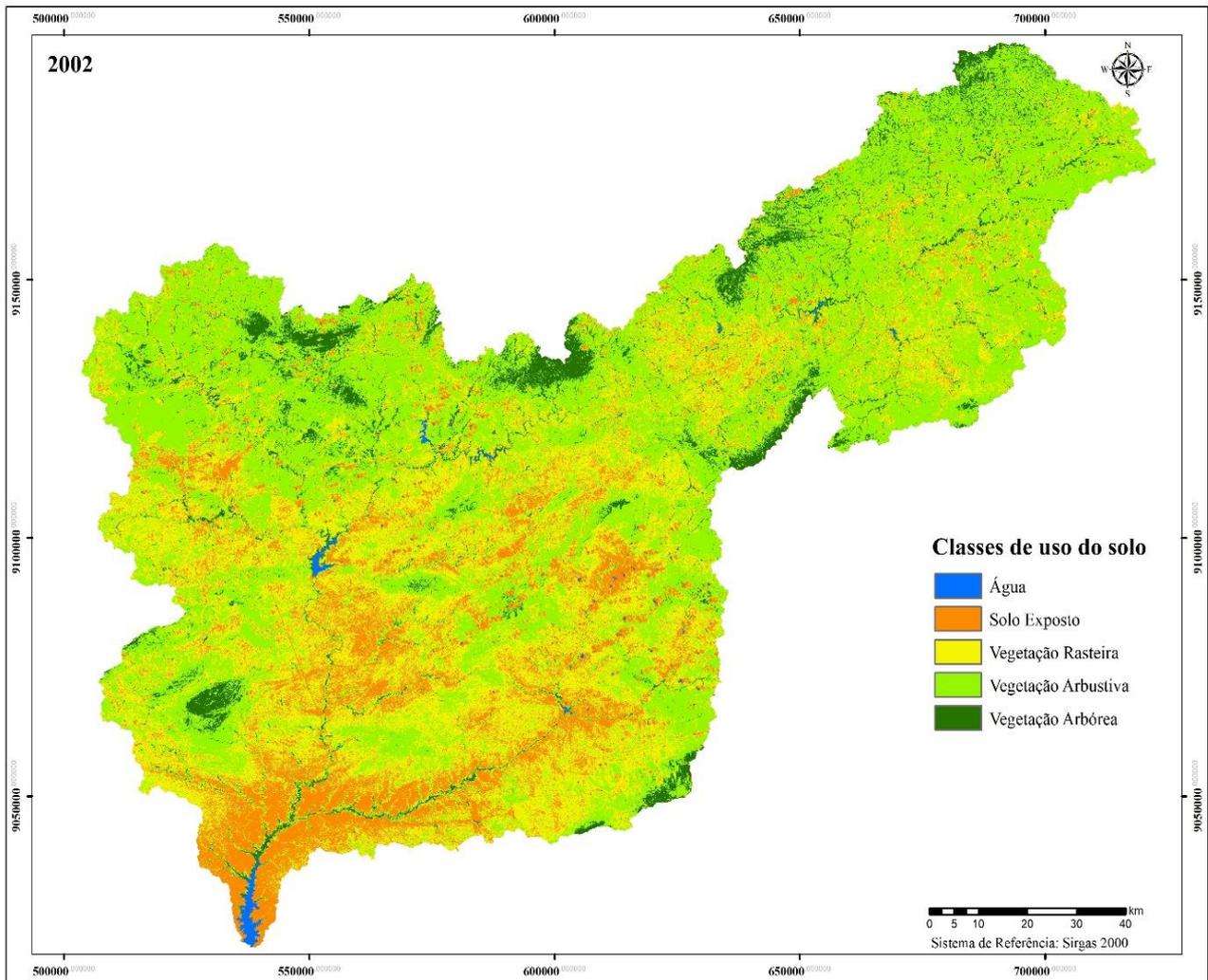
Nessa seção foram apresentados os resultados obtidos pela pesquisa e também as discussões pertinentes.

5.1 ANÁLISE DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO OBTIDO POR IV

A Figura 10 mostra as cinco classes de uso do solo definidas através do NDVI para a bacia hidrográfica do rio Pajeú em setembro de 2002. Na Figura 10 para o tom de azul é possível identificar alguns reservatórios e o exutorio do rio Pajeú mais a oeste e sul da bacia. Em laranja e amarelo, mais ao centro da bacia, é possível identificar áreas sem vegetação (solo exposto) e de vegetação rasteira, onde podem ser classificadas como áreas com maior vulnerabilidade climática. Já em tons de verde claro e escuro temos as áreas referentes a uma vegetação mais significativa, variando entre arbustiva (média) e arbórea (densa), sendo distribuídas por toda a bacia com maior ocorrência no norte, nordeste e noroeste.

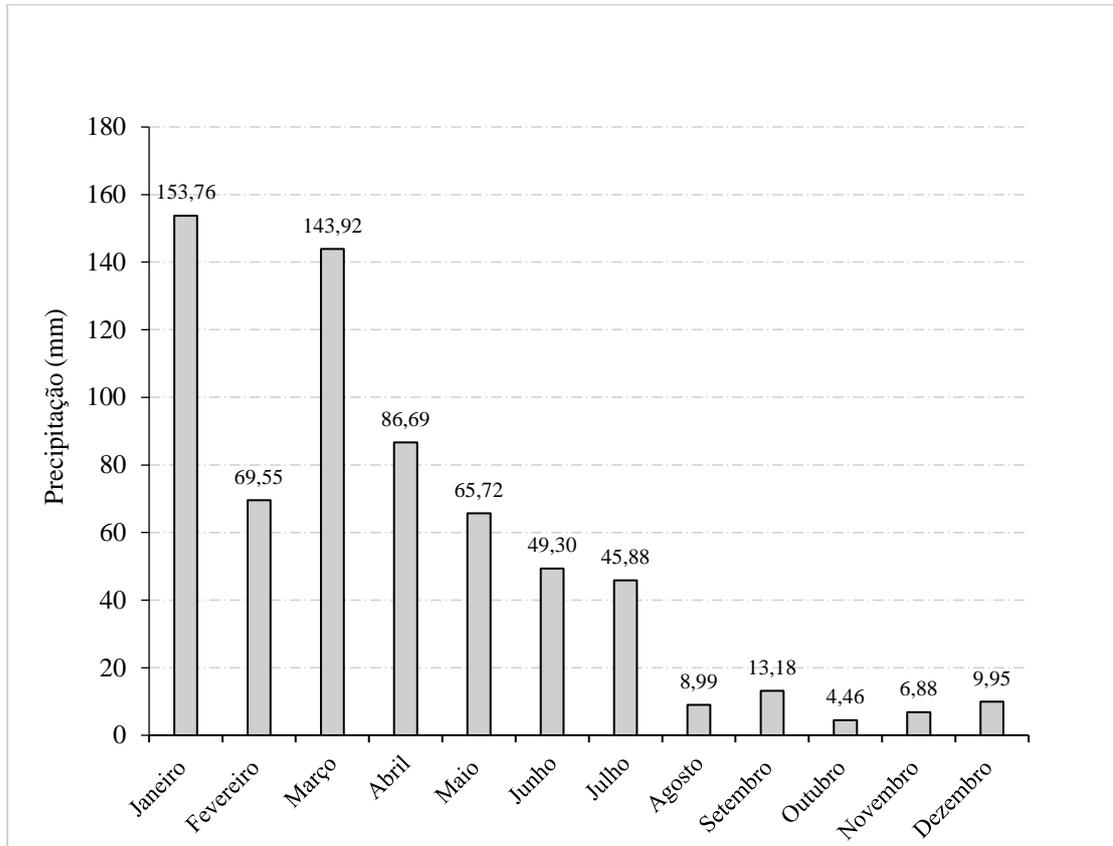
A Figura 11 mostra o comportamento da precipitação na bacia hidrográfica do rio Pajeú para o ano de 2002. Nesse ano os eventos chuvosos ocorreram, principalmente, no primeiro trimestre, acumulando um máximo de 153,76 mm em janeiro seguido de uma precipitação também alta de 143,92 mm em março, meses esses que são os mais propícios a esses eventos chuvosos na caatinga. Em contrapartida, de agosto a dezembro foram os meses com precipitações mais baixas, que não ultrapassaram 14 mm acumulados mensal. Diante disso, percebe-se que para o período de análise do NDVI para 2002, no mês de setembro, a precipitação não variou e apresentou valores baixos, já esperados para o período seco. Sendo assim não houve interferência da precipitação nos resultados de IV para esse período estudado (Figura 10).

Figura 10 - NDVI da bacia do rio Pajeú em 2002



Fonte: A Autora (2022)

Figura 11 – Precipitação acumulada mensal (mm) na bacia do rio Pajeú em 2002.



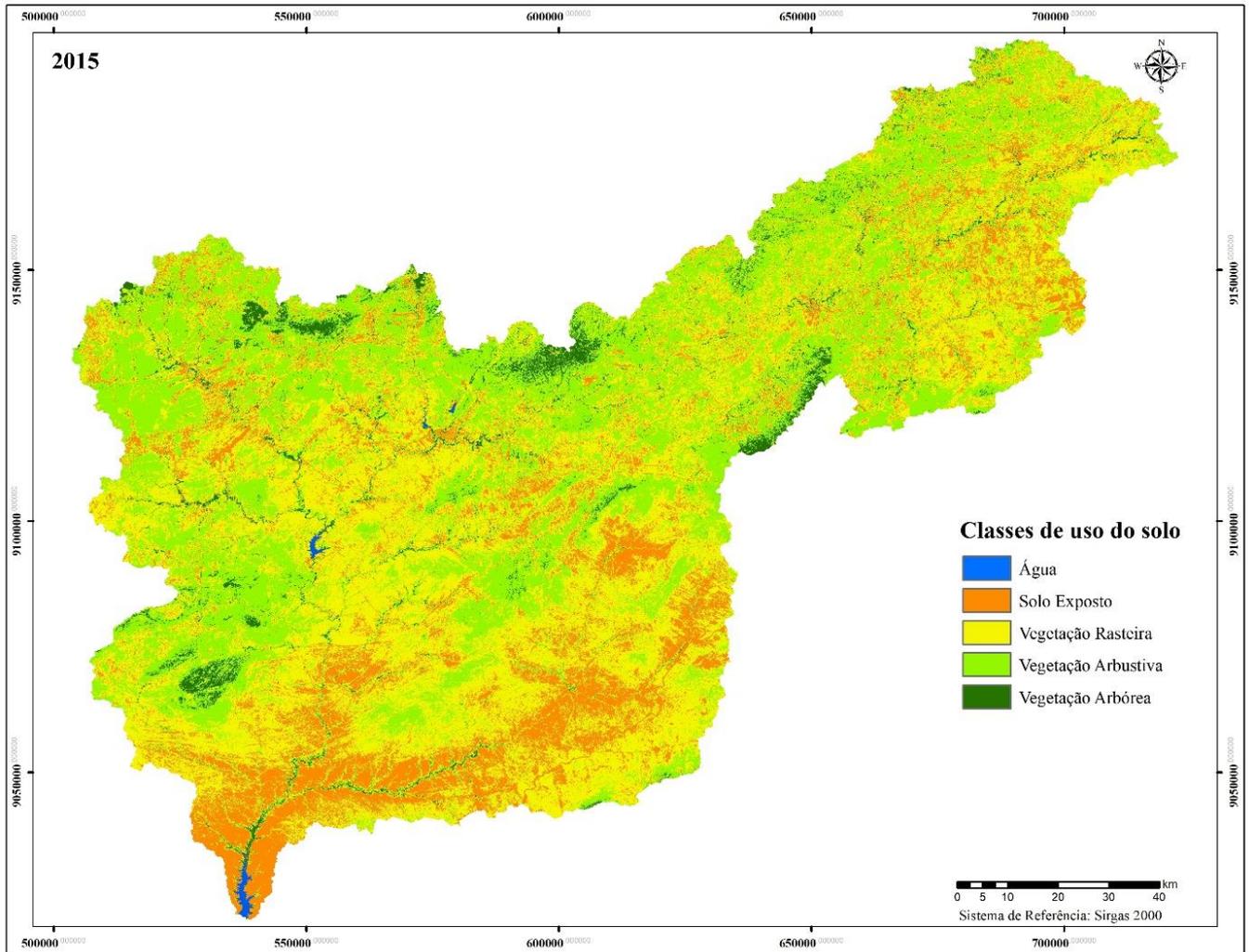
Fonte: A Autora (2022)

A Figura 12 mostra o uso do solo definido através do NDVI para a bacia hidrográfica do rio Pajeú em setembro de 2015. Em azul observa-se a presença de água na bacia nas regiões oeste e sul (exutório do rio Pajeú). Já em laranja e amarelo encontram-se as áreas de solo exposto e vegetação rasteira (pouco densa), essas áreas se distribuem como um todo na bacia, porém tem sua maior presença, mas ao sul e sudeste. Em tons de verde pode-se observar a presença de uma vegetação arbustiva (média) a arbórea (densa), principalmente, no centro e sudoeste da região.

A Figura 13 refere-se à precipitação para o ano de 2015. De acordo com os dados analisados percebe-se um comportamento um pouco diferente em comparação ao ano de 2002. Entretanto, esse fator só ocorre no período chuvoso, que para 2015 foi de fevereiro a maio, com precipitação máxima de 129,21 mm em abril. Já pra o período seco o comportamento foi de precipitações baixas, de agosto a novembro, com valor máximo de 19,80 mm. Diante disso, percebe-se que, para o período de análise do NDVI para 2015, que no mês de novembro a precipitação não variou e apresentou valores baixos, já esperados para

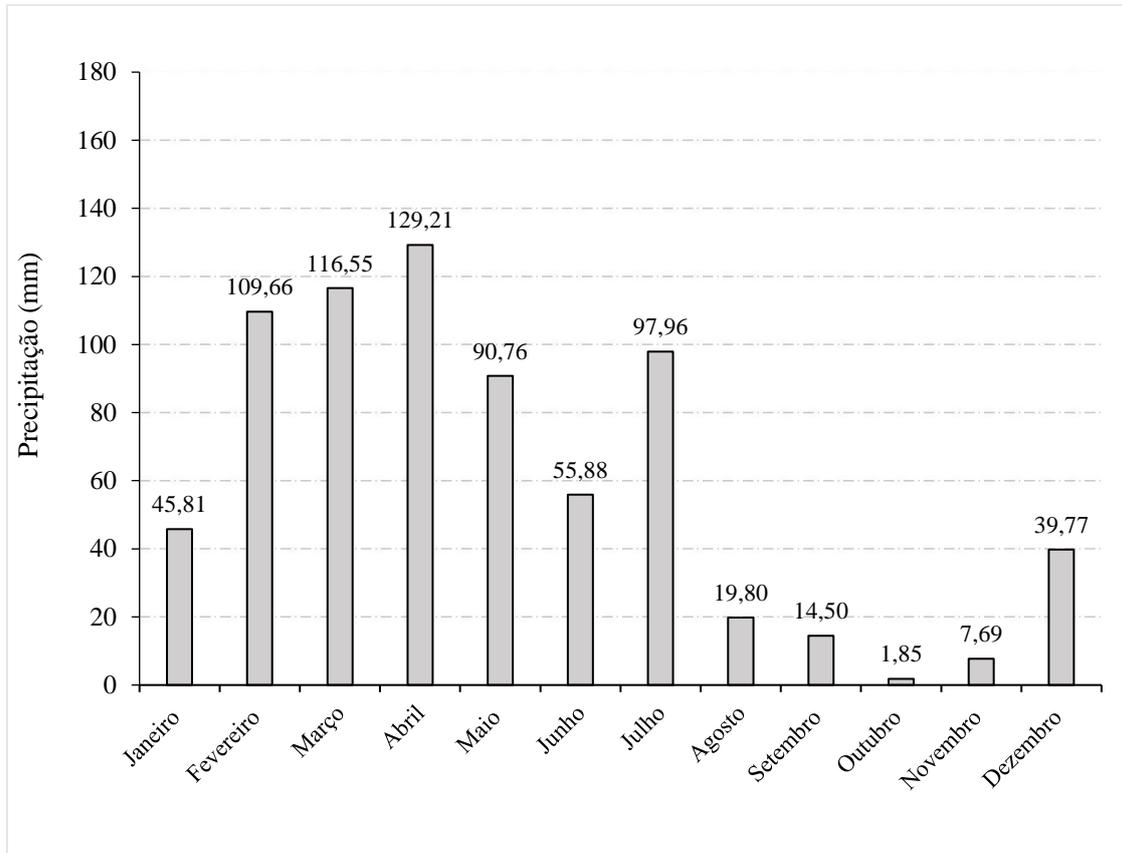
o período seco. Sendo assim não houve interferência da precipitação nos resultados de IV para esse período estudado, seguindo então o mesmo padrão de comportamento que 2002.

Figura 12 - NDVI da bacia do rio Pajeú em 2015.



Fonte: A Autora (2022)

Figura 13 - Precipitação acumulada mensal (mm) na bacia do rio Pajeú em 2015.



Fonte: A Autora (2022)

Ao comparar as variações de áreas de distribuição de uso do solo entre 2002 e 2015 foi obtida a Tabela 7. A classe relativa à água teve uma significativa redução quando comparadas entre 2002 e 2015. Em 2002 a água representava 0,44% da área total, que por sua vez para 2015 teve um valor de 0,16%, uma redução significativa de 0,28%. Essa redução é confirmada ao comparar as áreas em azul nas Figuras 11 e 13, houve uma redução de volume de reservatórios quando apenas comparados os mapas. Em contrapartida, a classe referente a solo exposto apresentou um aumento para o ano de 2015 quando comparado a 2002. Em 2002 a porcentagem de área referente a essa classe foi de 14,8% e em 2015 foi de 17,63%, demonstrando assim um aumento de 2,83%.

Tabela 7 - Distribuição de classes de uso do solo obtidas pelo NDVI em km² e porcentagem de área.

Classes de uso do solo	2002		2015	
	Área (km)	Área (%)	Área (km)	Área (%)
Água	74,52	0,44	27,22	0,16
Solo Exposto	2.491,26	14,8	2.966,73	17,63
Vegetação Rasteira	5.197,95	30,88	7.378,81	43,84
Vegetação Arbustiva	7.953,99	47,26	5.862,77	34,83
Vegetação Arbórea	1.113,79	6,62	595,97	3,5

Fonte: A Autora (2022)

No contexto de vegetação existem três classes de comparação, sendo elas: vegetação rasteira, arbustiva e arbórea. Em relação a vegetação rasteira 2002 obteve uma área de 5.197,95 km² e 2015 de 7.378,81 km², significando um aumento de aproximadamente 13% nesse intervalo de anos. Ainda sobre a vegetação, a classe arbustiva teve uma diminuição em relação ao tempo, uma vez que, em 2002 apresentava uma área de 7.953,99 km² e em 2015 caiu para 5.862,77 km², uma redução de 12,43%. Por fim, a classe de vegetação arbórea também seguiu o mesmo comportamento que a anterior, a queda. Para 2002 a área era representada por 1.113,79 km², caindo em aproximadamente 50% em 2015, com um total de 595,97 km².

Essa tendência de redução nas áreas de reservatórios e de vegetação arbustiva e arbórea pode indicar a existência de um aumento da degradação ambiental na bacia hidrográfica do rio Pajeú, avanço das atividades antrópicas e constantes mudanças relacionadas ao clima, gerando impactos de forma gradativa na bacia. Outro fator que evidencia esses fenômenos é o aumento tanto das áreas de solo exposto quanto das de vegetação rasteira, caracterizando assim o aumento de regiões mais antropizadas e que sofrem mais impacto, causando modificações intensas de solos que antes podiam ser qualificados como áreas de vegetação mais saudável.

A cobertura vegetal na Caatinga tem, entre várias características, a capacidade de sofrer influência quase que instantânea de qualquer estímulo de precipitação. Esse fator causa uma reação rápida da vegetação à precipitação, sendo assim muito mais interessante estudá-la no período seco, ou seja, com menor interferência de eventos anômalos de precipitação (SILVEIRA *et al.*, 2018, MORO *et al.*, 2016).

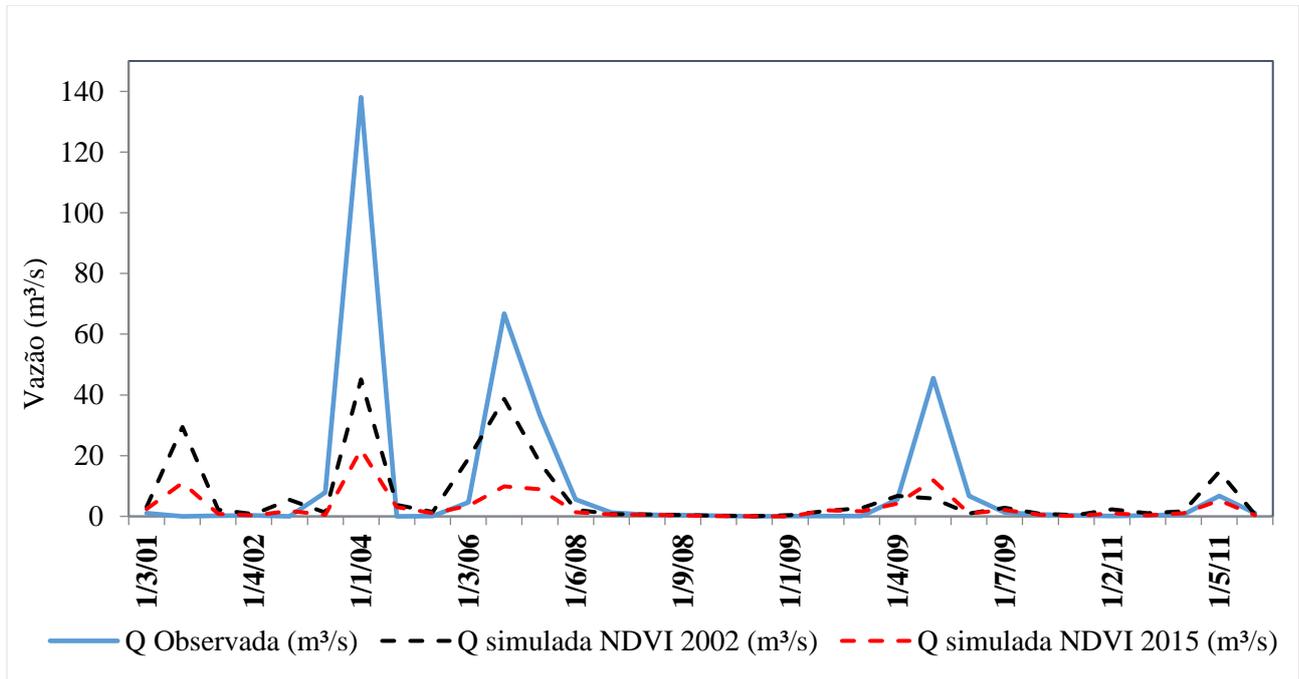
O fenômeno de sazonalidade climática, em principal a precipitação, ocasiona assim uma sazonalidade na vegetação, isso significa que o ciclo de crescimento anual da vegetação tem relação direta com a esse fator climático anual no semiárido (BUSTAMANTE *et al.*, 2012). Além disso, segundo Moro *et al.* (2015) cada espécie de vegetação na Caatinga pode responder de forma diferente a precipitação e a quantidade de água disponível nos solos, o que contribui ainda mais para a alteração da paisagem repentinamente.

Sabendo disso, ao analisar mudanças de uso do solo através de índices de vegetação é importante compreender a dinâmica da precipitação tanto no mês de aquisição das imagens como também no mês anterior. Essa informação em conjunto com o NDVI garante uma análise acurada quando se trabalha com mais de um período (BUSTAMANTE *et al.*, 2012). Portanto, quando comparados os usos do solo para a bacia hidrográfica do rio Pajeú nesse trabalho foi possível observar variações importantes na composição das classes. Essa variação tende a aumento de áreas antropizadas, com crescimento de solo exposto e vegetação rasteiras e, em contrapartida, a diminuição de áreas vegetadas e com boa densidade.

5.2 MODELAGEM INICIAL

O modelo SWAT foi utilizado inicialmente para modelar a vazão do rio Pajeú para o período de 2002 e 2015, com usos do solo obtidos por NDVI dos respectivos anos. , são eles: Uso do solo de 2002 (NDVI 2002) e uso do solo de 2015 (NDVI 2105).A Figura apresenta o hidrograma da vazão observada e simulada (NDVI 2002 e NDVI 2015) para a área de contribuição da sub-bacia 14, referente a simulação inicial sem nenhuma alteração de parâmetros. Na Figura , observa-se para as diferentes simulações que existe um comportamento relativamente próximo, principalmente ao comparar os picos de vazão entre elas. Já ao comparar os valores simulados ao observado também se percebe uma coerência entre eles, no entanto existe uma subestimação do modelo a esses valores, uma vez que as vazões de pico têm valores bem mais baixos, mesmo apresentando comportamento e periodicidade similares.

Figura 14 – Hidrograma de comparação entre a vazão observada e simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 14.



Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 8 apresenta a comparação estatística entre as vazões observadas e as simuladas (NDVI 2002 e NDVI 2015) pelo modelo SWAT.

Tabela 8 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 14.

Estatística	Vazão Observada (m ³ /s)	Vazão Simulada NDVI 2002 (m ³ /s)	Vazão Simulada NDVI 2015 (m ³ /s)
Mínimo	0.00	0.06	0.03
Máximo	138.07	45.12	22.01
Média	10.29	6.72	3.12
Desvio Padrão	27.57	11.39	4.79
R ²		0.63	0.78
NS		0.47	0.21
PBIAS		-34.67	-69.65

Fonte: A Autora (2022)

Observa-se que as vazões mínimas tanto simuladas quanto observadas têm comportamento semelhantes e próximas a 0 m³/s. Já as vazões máximas apresentam valores discrepantes, sendo para a observada em 138,07 m³/s, para o NDVI 2002 em 45,12 m³/s e

para NDVI 2015 em 22,01 m³/s, caracterizando assim um comportamento decrescente entre os resultados de vazão e, além disso, uma subestimação de no mínimo 67% da vazão observada com comparação com as simuladas.

Em relação as médias foi observado um valor de 10,29 m³/s para os dados observados, enquanto para os valores simulados de NDVI 2002 a média foi de 6,72 m³/s e para NDVI 2015 foi de 3,2 m³/s. As médias das vazões simuladas foram subestimadas em relação aos valores observados, porém para NDVI 2002 houve uma diferença de 34,6% e para NDVI de 2015 de 69,6%. No que diz respeito ao desvio padrão foi observado pelos dados observados (27,57) e os menores valores foram encontrados nos resultados simulados (11,39 e 4,79), podendo assim ser justificado tomando como base a Figura , uma vez que os dados observados tem vazões de pico com valores mais altos em comparação com as duas simulações.

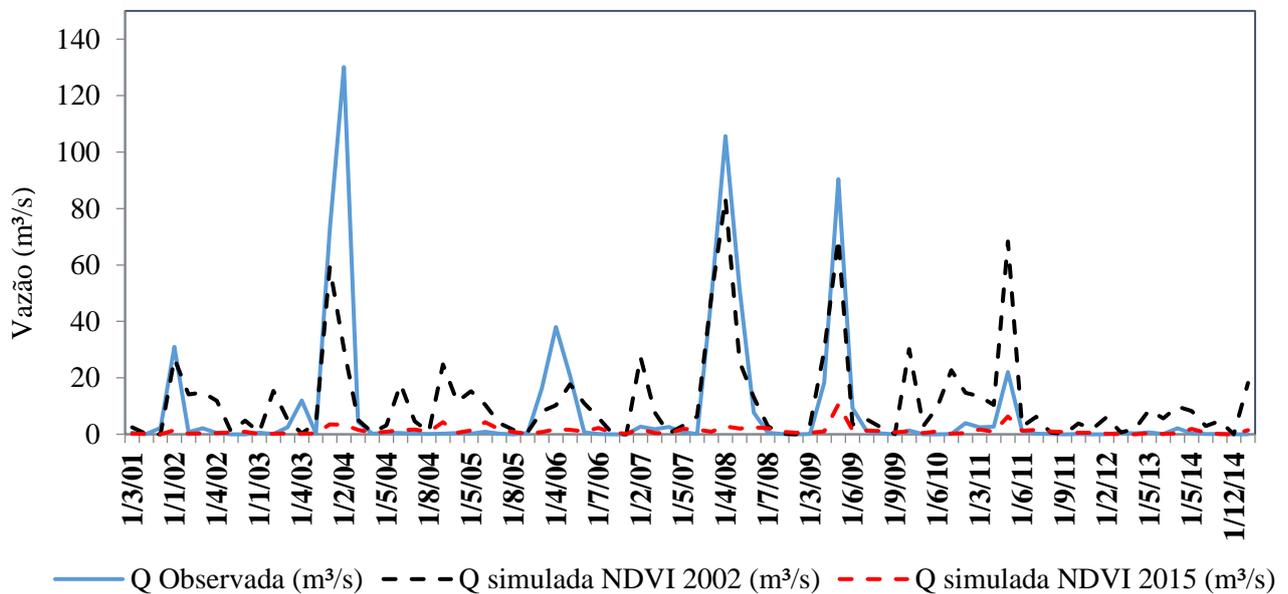
No que se refere às análises estatísticas – via R², NSE e PBIAS – a simulação inicial para o NDVI 2002 teve um resultado satisfatório para R² (0,63), NSE insatisfatório (0,47) e um PBIAS também insatisfatório (-34,67) (Tabela 8). Já para o NDVI 2015 foi obtido um resultado bom para R² (0,78), NSE insatisfatório (0,21) e um PBIAS também insatisfatório (-69,65) (MORIASI et al., 2007).

A sub-bacia 14 tem o menor número de dados observados dentre todas as analisadas e foi modelada para o período de 2002 a 2015. Para R² a sub-bacia teve resultado satisfatório indicando certa correlação entre as vazões simuladas e observadas. Em seguida seu NS foi próximo a satisfatório que pode ser considerado aceitável de acordo com Wu e Chen (2009), mostrando assim que o modelo tende a simular melhor as vazões de pico. Em relação ao PBIAS seu resultado foi insatisfatório com um valor um pouco mais distante do valor satisfatório indicando uma leve superestimação da simulação em alguns pontos (Gupta *et al.*, 1999; Uzeika, 2009). Apesar dos valores de NS e PBIAS terem sido considerados insatisfatórios houve uma proximidade boa dos valores de referência para esses critérios de avaliação levando em consideração a modelagem inicial obtida através da mudança de mapa de uso do solo. Com isso, foi possível perceber que o NDVI 2002 teve resultados melhores que o NDVI de 2015 quando comparados aos valores observados.

A Figura 14 apresenta o hidrograma de vazão observada e simuladas (NDVI 2002 e NDVI 2015) para a área de contribuição da sub-bacia 36, referente a simulação inicial sem nenhuma alteração de parâmetros. Na Figura 14, observa-se que para as duas simulações

executadas existe um comportamento muito diferente, principalmente quando se compara os picos de vazão. Para o NDVI de 2015 a simulação não simula os picos de vazão, tem comportamento muito mais homogêneo e valores baixos dos demais. Já o NDVI 2002 conseguiu representar os picos de vazão ao comparado com os dados observados, mesmo que em alguns pontos existam superestimacões de vazão e em outros alguns pontos de subestimacão. Os anos de 2003, 2004, 2005, 2007 e 2014 tem picos de vazão não observados.

Figura 14 - Hidrograma de comparação entre a vazão observada e simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 36.



Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 9 apresenta a comapração estatística entre as vazões observadas e as simuladas (NDVI 2002 e NDVI 2015) pelo modelo SWAT.

Tabela 9 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 36.

Estatística	Vazão Observada (m³/s)	Vazão Simulada NDVI 2002 (m³/s)	Vazão Simulada NDVI 2015 (m³/s)
Mínimo	0,00	0,00	0,00
Máximo	130,13	83,61	10,56
Média	8,98	11,64	1,23
Desvio Padrão	23,69	16,51	1,52
R ²		0,55	0,31
NS		0,54	-0,04
PBIAS		29,60	-86,32

Fonte: A Autora (2022)

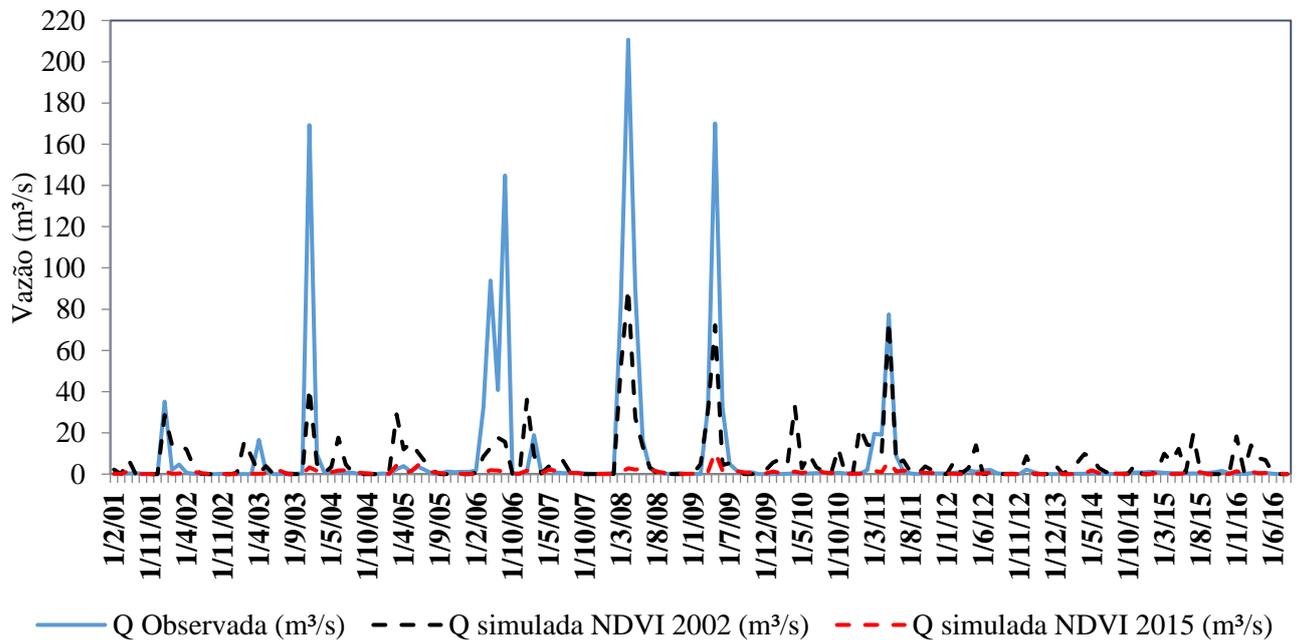
Observa-se que as vazões mínimas tem o mesmo valor tanto para os dados observados quanto para as simulações (0 m³/s). Já as vazões máximas apresentam valores discrepantes, onde a observada é de 130,13 m³/s, a do NDVI 2002 é de 83,61 m³/s e a do NDVI 2015 é de 10,56 m³/s. Com isso ao comparar as vazões máximas simuladas com a observada nota-se uma diferença de aproximadamente 92% para o NDVI 2015 e 35,7% para NDVI 2002. Outro fator que corrobora com a subestimação dos valores referentes a simulação do NDVI 2015. As médias apresentaram um valor de 8,98 m³/s para os dados observados, enquanto para os valores simulados de NDVI 2002 a média foi de 11,64 m³/s e NDVI 2015 a média foi de 1,23 m³/s. Nota-se que a média do NDVI 2002 foi um pouco mais alta que a dos dados observados, que era esperado uma vez que a simulação obteve picos de vazão não existentes nos dados observados. Por outro lado, a média de NDVI 2015 foi muito abaixo dos valores tanto do observados e da simulação do NDVI 2002, sendo considerada assim uma simulação quase sem picos de vazão e valores homogêneos que não condizem em nada com os dados observados. No que se diz respeito ao desvio padrão foi observado pelos dados observados (23,69) e os menores valores foram encontrados nos resultados simulados (16,51 e 4,79), podendo assim ser justificado tomando como base a Figura 14, uma vez que os dados observados tem vazões de pico com valores mais altos em comparação com as duas simulações.

Já para a sub-bacia 36 a quantidade de valores de vazão observada disponíveis para o período de 2002 a 2015 é consideravelmente maior. Em relação ao R² a sub-bacia obteve um valor insatisfatório, porém muito próximo aos valores de referência considerado então um grupo de valores com certa correlação com os dados observados. Em contrapartida o NS teve

valor satisfatório significando que o modelo tende a simular melhor as vazões de pico para a série (ANDRADE *et al.*, 2013). Por fim o PBIAS obteve um valor insatisfatório, porém próximo ao valor de referência caracterizando assim como simulação com tendência de subestimação dos dados simulados (GUPTA *et al.*, 1999; UZEIKA, 2009). Apesar dos valores de R^2 e PBIAS terem sido considerados insatisfatórios houve uma proximidade boa dos valores de referência para esses critérios de avaliação levando em consideração a modelagem inicial obtida através da mudança de mapa de uso do solo. Com isso, foi possível perceber que o NDVI 2002 teve resultados muito melhores que o NDVI de 2015 quando comparados aos valores observados.

A Figura 15 apresenta o hidrograma de vazão observada e simuladas (NDVI 2002 e NDVI 2015) para a área de contribuição da sub-bacia 41, referente a simulação inicial sem nenhuma alteração de parâmetros. Na Figura 15, nota-se que para as simulações executadas existem um comportamento diferente, principalmente quando se compara os picos de vazão. Para o NDVI 2015 a simulação não simula os picos de vazão existindo um comportamento muito mais homogêneo e valores abaixo dos demais analisados. Já para 2002 é possível notar uma melhor representação tanto dos picos quanto do comportamento geral da vazão quando comparados aos dados observados. Porém existem alguns picos que não foram representados nos dados observados, mas sim na simulação para o NDVI 2002, comportamento esse também perceptível para a sub-bacia 36. Em geral, a sub-bacia 36 e 41 tem comportamentos parecidos, tanto para o NDVI 2002 quanto para o NDVI 2015, uma vez que, um segue a dinâmica dos dados observados e o outro destoa muito trazendo essa característica mais homogênea sem picos de vazão consideráveis.

Figura 15 - Hidrograma de comparação entre a vazão observada e simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 41.



Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 10 apresenta a comparação estatística entre as vazões observadas e as simuladas (NDVI 2002 e NDVI 2015) pelo modelo SWAT.

Tabela 10- Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 41.

Estatística	Vazão Observada (m³/s)	Vazão Simulada NDVI 2002 (m³/s)	Vazão Simulada NDVI 2015 (m³/s)
Mínimo	0,00	0,00	0,00
Máximo	210,70	89,80	10,76
Média	8,70	6,71	0,78
Desvio Padrão	30,26	13,15	1,19
R ²		0,59	0,35
NS		0,47	-0,02
PBIAS		-22,42	-91,00

Fonte: A Autora (2022)

Observa-se que as vazões mínimas tem o mesmo valor tanto para os dados observados quanto para as simulações (0 m³/s). Já as vazões máximas apresentam valores discrepantes, onde a observada é de 210,70 m³/s, a do NDVI 2002 é de 89,80 m³/s e a do NDVI 2015 é de

10,76 m³/s. Com isso ao comparar as vazões máximas simuladas com a observada nota-se uma diferença de 94% para o NDVI 2002 e de 57% para o NDVI 2015. Esses valores são corroborados pela subestimação dos valores referentes ao NDVI 2015.

Em relação as médias foi observado um valor de 8,70 m³/s para os dados observados, enquanto para os valores simulados de NDVI 2002 a média foi de 6,71 m³/s e NDVI 2015 a média foi de 0,78 m³/s. Nota-se que a média do NDVI 2002 foi um pouco mais baixa que a dos dados observados, que era esperado uma vez que a simulação obteve picos de vazão próximos aos existentes nos dados observados. Por outro lado, a média de NDVI 2015 foi muito abaixo dos valores tanto do observados e da simulação do NDVI 2002, sendo considerada assim uma simulação quase sem picos de vazão e valores homogêneos que não condizem em nada com os dados observados, apresentando assim um comportamento muito semelhante a sub-bacia 36.

No que se diz respeito ao desvio padrão foi observado pelos dados observados (30,26) e os menores valores foram encontrados nos resultados simulados (13,15 e 1,19), podendo assim ser justificado tomando como base a Figura 15, uma vez que os dados observados tem vazões de pico com valores mais altos em comparação com as duas simulações.

No que se refere às análises estatísticas – via R², NSE e PBIAS – a simulação inicial para o NDVI 2002 teve um resultado insatisfatório para R² (0,59), NSE insatisfatório (0,47) e um PBIAS satisfatório (-22,42) (Tabela 10). Já para o NDVI 2015 foi obtido um resultado insatisfatório para R² (0,35), NSE insatisfatório (-0,02) e um PBIAS também insatisfatório (-91,00) (MORIASI et al., 2007). Mesmo o NDVI 2002 obtendo valores insatisfatórios tanto para R² quanto pra NSE, eles apresentam valores muito próximos ao de satisfatório podendo ser analisado de uma forma particular, principalmente comparando com os resultados estatísticos para NDVI 2015. Com isso, foi possível perceber que o NDVI 2002 teve resultados muito melhores que o NDVI de 2015 quando comparados aos valores observados.

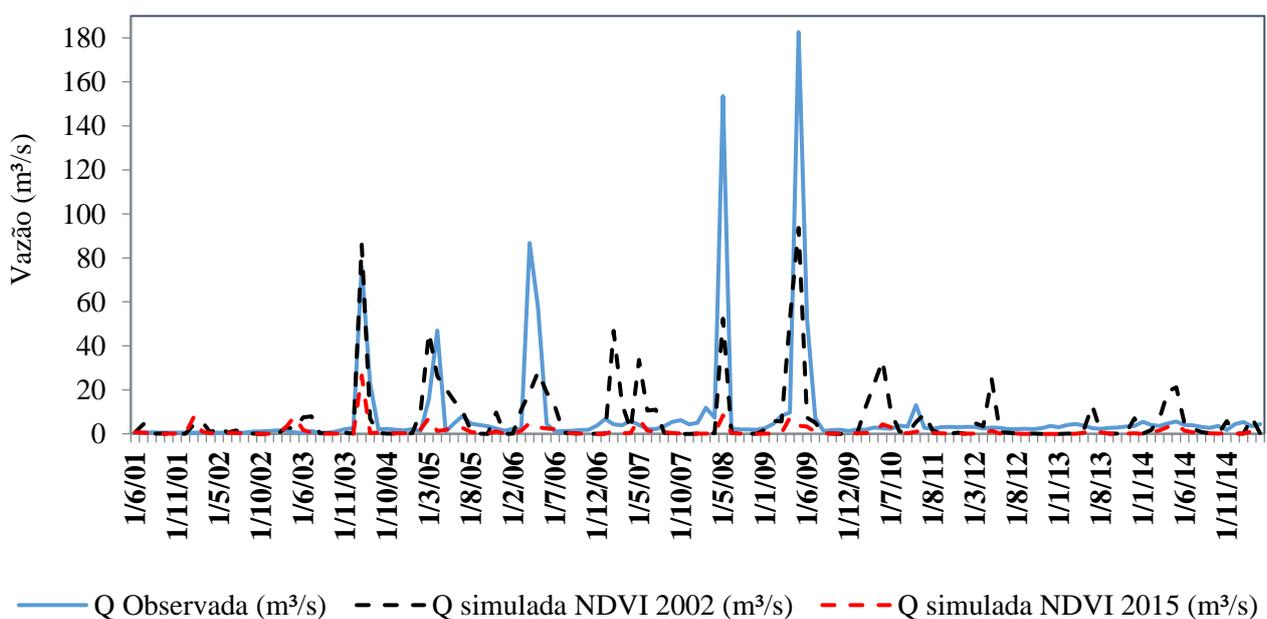
Para a sub-bacia 41 o número de dados observados disponível para o período de 2002 a 2015 é muito bom. Para o R² a sub-bacia atingiu um valor insatisfatório, no entanto está a 0,1 do valor de referência podendo assim, ser considerado um valor com certa correlação para com a série de dados observados. No que se refere ao NS o valor foi considerado insatisfatório, porém para Wu e Chen (2009) entra em uma classificação aceitável que por sua vez indica que o modelo tende, sutilmente, simular melhor as vazões de pico. Já em relação ao PBIAS o resultado foi considerado satisfatório e por esta razão pode-se concluir que a

simulação demonstra uma tendência de subestimar os dados simulados (GUPTA *et al.*, 1999; UZEIKA, 2009). Apesar dos valores de R^2 e NS terem sido considerados apenas aceitáveis houve uma proximidade boa dos valores de referência para esses critérios de avaliação levando em consideração a modelagem inicial obtida através da mudança de mapa de uso do solo.

A Figura 16 apresenta o hidrograma de vazão observada e simuladas (NDVI 2002 e NDVI 2015) para a área de contribuição da sub-bacia 49, referente a simulação inicial sem nenhuma alteração de parâmetros. Na Figura 16, nota-se que para as simulações executadas existe um comportamento diferente, principalmente quando se compara os picos de vazão. Para o NDVI 2015 a simulação não simula os picos de vazão existindo um comportamento muito mais homogêneo e valores abaixo dos demais analisados. Já para 2002 é possível notar uma melhor representação tanto dos picos quanto do comportamento geral da vazão quando comparados aos dados observados. Esse comportamento tanto para o NDVI 2002 e NDVI 2015 se repete na sub-bacia 41 e 36, seguindo assim um padrão, onde o NDVI de 2002 se comporta melhor quando comparado com os dados observados.

A Tabela 11 apresenta a comparação estatística entre as vazões observadas e as simuladas (NDVI 2002 e NDVI 2015) pelo modelo SWAT.

Figura 16 - Hidrograma de comparação entre a vazão observada e simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 49.



Fonte: A Autora (2022)

Tabela 11 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 49.

Estatística	Vazão Observada (m³/s)	Vazão Simulada NDVI 2002 (m³/s)	Vazão Simulada NDVI 2015 (m³/s)
Mínimo	0,28	0,00	0,00
Máximo	182,64	93,62	26,49
Média	7,87	6,90	1,16
Desvio Padrão	23,27	14,63	2,80
R ²		0,50	0,21
NS		0,49	0,01
PBIAS		-12,27	-85,31

Fonte: A Autora (2022)

Observa-se que as vazões mínimas tanto simuladas quanto observadas têm comportamento semelhantes e próximas a 0 m³/s. Já as vazões máximas apresentam valores discrepantes, sendo para a observada em 182,64 m³/s, para o NDVI 2002 em 93,62 m³/s e para NDVI 2015 em 26,49 m³/s, caracterizando assim um comportamento decrescente entre os resultados de vazão e, além disso, uma subestimação de 48% para o valor simulado do NDVI 2002 e 85% para o NDVI 2015 em comparação com a média do observado.

No que concerne as médias foi observado um valor de 7,87 m³/s para os dados observados, enquanto para os valores simulados de NDVI 2002 a média foi de 6,90 m³/s e NDVI 2015 a média foi de 1,16 m³/s. Nota-se que a média do NDVI 2002 foi muito próxima a dos dados observados, que era esperado uma vez que a simulação obteve picos de vazão próximos aos existentes nos dados observados e com menor aparição de picos anômalos, que não fazem parte dos dados observados. Por outro lado, a média de NDVI 2015 foi muito abaixo dos valores tanto do observados e da simulação do NDVI 2002, sendo considerada assim uma simulação quase sem picos de vazão e valores homogêneos que não condizem em nada com os dados observados, apresentando assim um comportamento muito semelhante a sub-bacia 36 e 41.

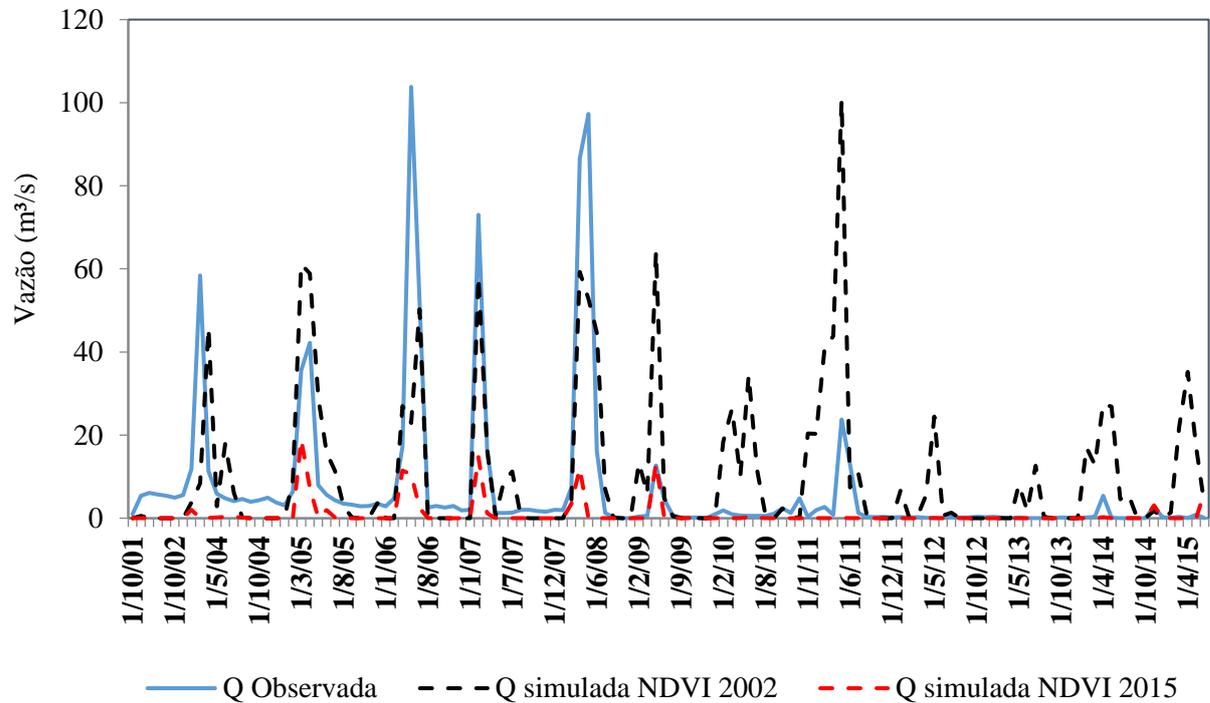
No que se diz respeito ao desvio padrão foi observado pelos dados observados (23,27) e os menores valores foram encontrados nos resultados simulados (14,63 e 2,80), podendo assim ser justificado tomando como base a Figura 16, uma vez que os dados observados tem vazões de pico com valores mais altos em comparação com as duas simulações.

No que se refere às análises estatísticas – via R^2 , NSE e PBIAS – a simulação inicial para o NDVI 2002 teve um resultado insatisfatório para R^2 (0,50), NSE insatisfatório (0,49) e um PBIAS satisfatório (-12,27) (Tabela 11). Já para o NDVI 2015 foi obtido um resultado insatisfatório para R^2 (0,21), NSE insatisfatório (0,01) e um PBIAS também insatisfatório (-85,31). Mesmo o NDVI 2002 apresentando um valor insatisfatório para NSE ele está muito próximo ao valor de satisfatório podendo ser analisado de uma forma particular, principalmente comparando com os resultados estatísticos para NDVI 2015 (MORIASI et al., 2007). Com isso, foi possível perceber que o NDVI 2002 teve resultados muito melhores que o NDVI de 2015 quando comparados aos valores observados.

No contexto da sub-bacia 49, ela apresenta também uma boa quantidade de dados observados disponíveis para o período de 2002 a 2015. Ao analisar o R^2 foi obtido um valor insatisfatório, no entanto pode ser considerado aceitável para simulações hidrológicas de acordo com Wu e Chen (2009). Outro valor insatisfatório foi o NS, porém tem valor muito próximo a referência podendo classificar assim a simulação como representativa aceitável que por sua vez indica que o modelo tende, sutilmente, simular melhor as vazões de pico. Por fim o PBIAS obtido foi satisfatório e negativo que caracteriza a simulação que tenda a subestimar os dados simulados (GUPTA *et al.*, 1999; UZEIKA, 2009).

A Figura 17 apresenta o hidrograma de vazão observada e simuladas (NDVI 2002 e NDVI 2015) para a área de contribuição da sub-bacia 49, referente a simulação inicial sem nenhuma alteração de parâmetros. Na Figura 17, percebe-se que existe um comportamento diferente entre as simulações do modelo. Quando NDVI 2002 é observado e comparado com a série de dados observadas é possível perceber que o modelo respondeu melhor ao representar os picos de vazão, porém em alguns casos houve uma superestimação desses valores, como em 2005 2009, 2011 3 2014. Já para o NDVI 2015 observa-se uma grande disparidade entre os valores da série observada com os obtidos através do modelo, onde, a modelagem homogeneizou praticamente todos os valores de vazão. Esse comportamento também é observado nas sub-bacias 36, 41 e 49 com o mesmo padrão de homogeneização dos valores de vazão para o NDVI 2015 e uma melhor representação desses valores ao simular com o NDVI 2002.

Figura 17 - Hidrograma de comparação entre a vazão observada e simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 76.



Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 12 apresenta a comparação estatística entre as vazões observadas e as simuladas (NDVI 2002 e NDVI 2015) pelo modelo SWAT.

Tabela 12 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada e as simuladas pelo modelo SWAT para a sub-bacia 76.

Estatística	Vazão Observada (m ³ /s)	Vazão Simulada NDVI 2002 (m ³ /s)	Vazão Simulada NDVI 2015 (m ³ /s)
Mínimo	0,01	0,00	0,00
Máximo	103,81	100,60	18,93
Média	6,85	10,29	0,87
Desvio Padrão	17,54	17,75	3,03
R ²		0,31	0,36
NS		0,07	0,06
PBIAS		50,28	-87,34

Fonte: A Autora (2022)

Observa-se que as vazões mínimas tanto simuladas quanto observadas têm comportamento semelhantes e próximas a 0 m³/s. Já as vazões máximas apresentam valores discrepantes, sendo para a observada em 103,81 m³/s, para o NDVI 2002 em 100,60 m³/s e para NDVI 2015 em 18,93 m³/s, caracterizando assim uma subestimação apenas de 3% para o valor simulado do NDVI 2002 e 81% para o NDVI 2015 em comparação com a média do observado.

Em relação as médias foi observado um valor de 6,85 m³/s para a serie de dados observados, 10,29 m³/s para o NDVI 2002 e 0,87 m³/s para o NDVI 2015. Sendo assim, é possível considerar que a média obtida para o NDVI 2015 destoa completamente das duas médias obtidas para a serie de dados observados e para o NDVI 2002, respectivamente. Em contrapartida a média da simulação do modelo para o NDVI 2002 tem valor mais alto que para a do conjunto de dados observados, acusando assim a incidência de valores mais altos simulados pelo SWAT.

Já em relação ao desvio padrão o resultado para a serie de dados observados (17,54) e para o NDVI de 2002 (17,75) são semelhantes, configurando assim que o conjunto de dados tem comportamento similares. Em contraponto, o NDVI 2015 tem um desvio padrão baixo de 3,03, que denuncia a homogeneidade dos dados observada na Figura 17.

No que se refere às análises estatísticas – via R², NSE e PBIAS – a simulação inicial para o NDVI 2002 teve um resultado insatisfatório para R² (0,31), NSE insatisfatório (0,07) e um PBIAS insatisfatório (50,28) (Tabela 12). Já para o NDVI 2015 foi obtido um resultado insatisfatório para R² (0,36), NSE insatisfatório (0,06) e um PBIAS também insatisfatório (-87,34). Sendo assim, para a sub-bacia 76 nenhum resultado estatístico foi satisfatório. (MORIASI et al., 2007).

No que se refere a sub-bacia 76 é perceptível a disparidade dela em relação as demais tanto em comparação dos dados estatísticos quanto na avaliação do gráfico. Ao analisar o R² a sub-bacia atingiu um valor insatisfatório sendo assim, a simulação não tem uma boa correlação com os dados observados disponíveis. Outro resultado insatisfatório foi o NS muito próximo a 0, indicando que a média dos dados prevê melhor que a simulação do que o próprio NS (Ferrigo, 2014). Por fim o PBIAS se mostrou insatisfatório apresentando o dobro do valor de referência. Nesse caso é possível inferir que a sub-bacia tem problemas com dados disponíveis e falhas relacionadas que ocasionaram uma dificuldade no modelo em simular vazões.

No geral, a simulação inicial para diferentes períodos de uso do solo (2002 e 2015) mostrou que para o modelo SWAT a representação que mais teve proximidade com os dados observados foi para o ano de 2002. O mapa de uso do solo de 2002 apresentou, mesmo sem calibração ou ajuste, uma representação boa da sazonalidade, mesmo que com algumas subestimações de volume escoado para as 5 sub-bacia analisadas, porém não representa muito bem os picos de vazão de modo geral. Os trabalhos de Santos *et. al* (2013) e Viana *et al.* (2018) avaliaram a eficiência do modelo SWAT em bacia hidrográfica do litoral pernambucano, em seus resultados foi percebido a capacidade do modelo em simular razoavelmente bem a sazonalidade da vazão antes do processo de calibração e validação (modelagem inicial).

Outro estudo voltado a modelagem inicial (sem calibração) foi de Colombo *et al.* (2016) que fez uma análise prévia do comportamento da modelagem com o objetivo de verificar a conformidade entre os dados simulados e observados (medidos in situ) em uma bacia hidrográfica em Santa Catarina. O estudo mostrou que maior parte dos dados de vazão foi superestimado pelo modelo, com exceção de dois meses que foi subestimada. Levando em consideração que o presente trabalho teve a intenção de testar a resposta hidrológica do modelo para diferentes mapas de uso do solo entende-se que mesmo com alguns parâmetros estatísticos não satisfatórios ainda foram obtidas simulações positivas para 2002. E por isso foram discutidas as análises individuais para cada sub-bacia simulada com o mapa de uso do solo de 2002.

Para 2015 os resultados não foram satisfatórios em relação a representação da sazonalidade da bacia e tão pouco foi eficiente em simular os picos de vazão. Suas análises estatísticas foram muito baixas e, além disso, seu comportamento nas sub-bacia foi anômalo, onde foram encontradas baixíssimas médias, pouca amplitude, pequena representatividade dos picos de vazão e uma grande homogeneidade de dados distribuídos quando comparados a série de dados observados.

Por fim, foi proposto um processo de ajuste de parâmetros no SWAT-CUP, que funciona como uma rodada de calibração visando testar os resultados do NDVI 2002 e compará-los tanto com a série de dados observadas quanto com a modelagem do SUPER calibrada por trabalhos anteriores.

5.3 MODELAGEM COM AJUSTE DE PARÂMETROS

Sabendo que o NDVI 2002 teve respostas melhores para a simulação sem nenhum ajuste de parâmetros foi realizado o procedimento de ajuste no SWAT-CUP visando o alcance de uma modelagem similar ao já obtido através do projeto SUPer. Com isso, foi realizado o procedimento de ajuste, que consistiu em uma rodada de 500 iterações no SWAT-CUP utilizando os valores de máximos e mínimos de cada parâmetro da modelagem mais recente para o rio Pajeú (Tabela 5). Nessa etapa foram encontrados os valores ótimos para ajuste do projeto (Tabela 13) com mapa de uso e ocupação modificado (NDVI 2002) para as 5 sub-bacia disponíveis.

Tabela 13- Parâmetros ajustados para procedimento de ajuste da vazão no SWAT-CUP.

Parâmetro	Valor de Ajuste	SUPer	
		Intervalo Inferior	Intervalo Superior
CN2	-0.085227	-0.090000	0.021000
ALPHA_BF	0.486510	0.460000	0.570000
GW DELAY	332.552.399	270.200.012	423.399.994
GWQMN	3.215.464.111	3.214.500.000	4.178.490.234
REVAPMN	355.822.662	341.160.004	402.510.010
SLSUBBSN	133.423.309	96.209.999	133.990.005
GW REVAP	0.292940	0.290000	0.350000
CH N2	0.107230	0.100000	0.110000
SOL K	-0.000887	-0.010000	0.003000
SOL AWC	2.356.100	2.270.000	2.690.000
SOL Z	0.192120	0.180000	0.300000

Fonte: A Autora (2022)

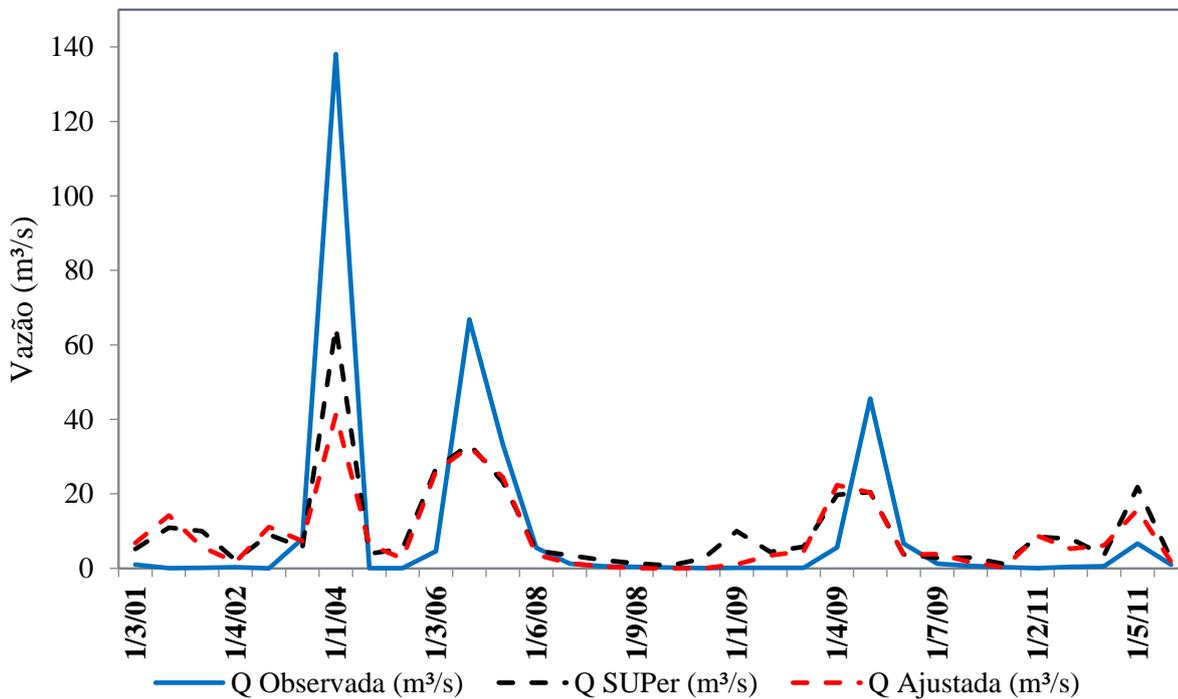
Nessa etapa a comparação é entre os valores de vazão da série de dados observados, os valores simulados pelo SUPer e os simulados pelo NDVI 2002, ajustado no SWAT-CUP.

A Figura 18 mostra o hidrograma da vazão calculada e observada após o procedimento de ajuste referente a área da sub-bacia 14 para o período de 2002. Ao comparar o hidrograma de modelagem inicial (Figura) com a ajustada (Figura 18), verifica-se que houveram pequenos ajustes nas vazões de pico. Já em relação a comparação entre os valores do obtidos pelo SUPer com os ajustados é possível perceber uma semelhança de comportamento significativa. Em relação as principais diferenças, o ano de 2004 apresenta uma vazão

ajustada subestimada em relação a simulada pelo SUPER, porém ambas estão a baixo do valor observados. Já em maio de 2011 ambos os valores do SUPER e ajustados superestimam os dados da série observada.

A Tabela 14 apresenta a comapração estatística entre as vazões observadas e as simuladas (SUPER e NDVI 2002 ajustado) pelo modelo SWAT.

Figura 18 - Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 14.



Fonte: A Autora (2022)

Tabela 14 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 14.

Estatística	Vazão Observada (m³/s)	Vazão Simulada SUPER (m³/s)	Vazão Simulada Ajustada (m³/s)
Mínimo	0,00	0,75	0,00
Máximo	138,07	64,78	41,25
Média	10,29	10,34	8,90
Desvio Padrão	27,57	12,98	10,48
R ²		0,81	0,64
NS		0,62	0,46
PBIAS		0,42	-13,54

Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 14 mostra as estatísticas obtidas após o procedimento de ajuste dos dados de vazão. Com isso, ao analisar a vazão mínima observa-se que para a vazão observada tanto para a vazão ajusta foi obtido o valor de 0 m³/s, porém para o SUPer foi de 0,75 m³/s. Já para as vazões máximas nota-se um comportamento de subestimação em relação a serie observada (138,07m³/s) tanto dos resultados SUPer (64,78 m³/s) quanto os ajustados (41,25 m³/s), contudo o valor ajustado variou em 70% do valor observado e o valor do SUPer variou em 53%.

No caso da média, para o observado foi de 10,29 m³/s e ao comparar com as simulações do SUPer (10,34 m³/s) e do NDVI 2002 ajustado (8,90 m³/s) foi percebido uma superestimação de 0,05m³/s e subestimação de 1,39 m³/s respectivamente. Em relação ao desvio padrão, variação em torno da média, a série observada (27,57m³/s) indica uma variação maior em relação aos simulados tanto SUPer (12,98m³/s) quanto NDVI 2002 ajustado (10,48m³/s), onde a diferença entre as simulações é de apenas 2,5m³/s. Esse valor mais alto para o conjunto de dados observados é justificado também pela Figura 18, onde são notáveis os picos de vazão mais altos ao compara-los com os dos dados simulados, a amplitude dos valores na simulação do modelo é menor nesse caso.

Em relação às análises estatísticas – via R², NSE e PBIAS – a simulação para o SUPer tem um resultado muito bom para R² (0,81), NSE satisfatório (0,62) e um PBIAS muito bom (0,42) (Tabela 14). Já para o NDVI 2002 ajustado foi obtido um resultado satisfatório para R² (0,64), NSE insatisfatório (0,46) e um PBIAS bom (-13,64). Ao comparar os resultados do SUPer com o NDVI 2002 ajustado percebe-se que mesmo com resultados não tão bons em todos os aspectos estatísticos, ainda foram obtidos valores aceitáveis quando se trata de uma mudança significativa no mapa de uso do solo no modelo (MORIASI et al., 2007).

Para a sub-bacia 14 a comparação entre as vazões simuladas do SUPer com as do projeto ajustado é notável que houve um padrão de comportamento seguido. A correlação entre o SUPer e o NDVI 2002 ajustado com a série de dados observados deram muito boa e satisfatória, mostrando assim a existência de correlação e uma manutenção de padrão com uma variação de 0,17 entre elas. Os picos de vazão em ambas as simulações foram simulados de forma similar, onde SUPer obteve um valor satisfatório e NDVI 2002 ajustado um valor aceitável muito próximo ao limite do NS, sendo essa diferença observada quando na Figura 18 os picos de vazão do SUPer seguem melhor os valores quando se compara com a série observada. Por fim em relação a tendência de subestimação ou superestimação das simulações foi possível observar através do PBIAS, onde para o SUPer teve um valor muito bom que

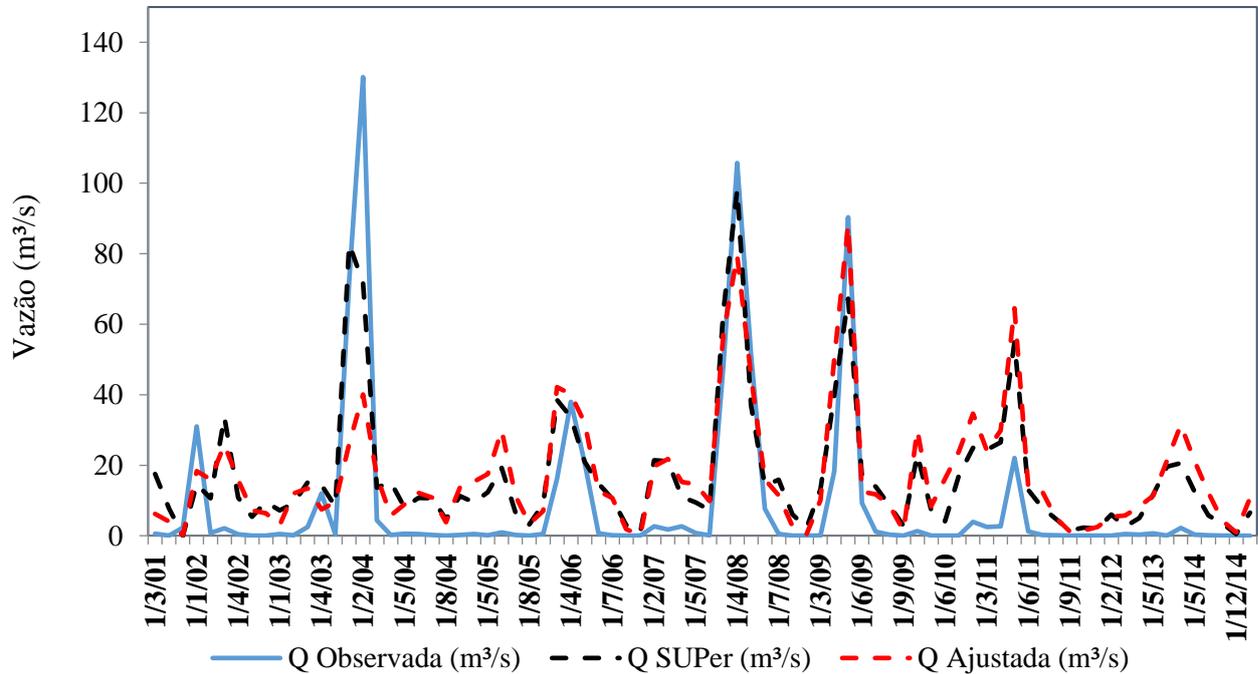
indica quase uma simulação perfeita (próximo a 0) e para o NDVI 2002 Ajustado foi satisfatório com tendência a superestimação dos valores de vazão.

Perante o exposto, o uso do mapa de uso e ocupação produzido através de índice de vegetação pode ser eficaz em simular vazão para a bacia do rio Pajeú. Tendo em vista que mesmo o SUPer se comportando melhor para a sub-bacia 14, os resultados gerais obtidos através do uso do NDVI 2002 ajustado não atrapalhou a eficiência do modelo já calibrado.

A Figura 19 mostra o hidrograma da vazão calculada e observada após o procedimento de ajuste referente a área da sub-bacia 36 para o período de 2002. Ao comparar o hidrograma de modelagem inicial (Figura 14) com a ajustada (Figura 19), verifica-se que houveram pequenos ajustes e amortização nas vazões de pico. Ainda na Figura 19 percebe-se a distribuição dos dados simulados entre 0 e 30 m³/s são superestimadas pelo modelo, uma vez que os dados observados são distribuídos mais próximos a 0 m³/s. Outro ponto significativo é a medida que a vazão aumenta e representa seus picos os resultados do SUPer e do NDVI 2002 ajustado oscilam. Confirmando isso, temos fevereiro de 2004 e abril de 2008 onde a série ajustada subestima o valor da vazão observada e do SUPer e em junho de 2006 a vazão de pico ajustada superestima o SUPer e quase se iguala ao dado observado.

A Tabela 15 apresenta a comparação estatística entre as vazões observadas e as simuladas (SUPer e NDVI 2002 ajustado) pelo modelo SWAT.

Figura 19 Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 36.



Fonte: A Autora (2022)

Tabela 15- Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 36.

Estatística	Vazão Observada (m³/s)	Vazão Simulada SUPER (m³/s)	Vazão Simulada Ajustada (m³/s)
Mínimo	0,00	0,01	0,17
Máximo	130,13	98,17	88,23
Média	8,98	16,91	17,31
Desvio Padrão	23,69	18,74	17,17
R ²		0,76	0,52
NS		0,64	0,39
PBIAS		88,33	92,79

Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 15 mostra as estatísticas obtidas após o procedimento de ajuste dos dados de vazão. Com isso, ao analisar a vazão mínima observa-se que para a vazão observada tanto para a vazão ajusta foi obtido o valor de 0 m³/s, porém para o SUPER foi de 0,01 m³/s e para o NDVI 2002 ajustado foi de 0,17 m³/s. Já para as vazões máximas nota-se um comportamento

de subestimação. Já para as vazões máximas nota-se um comportamento de subestimação em relação a série observada (130,13 m³/s) tanto dos resultados SUPer (98,17 m³/s) quanto os ajustados (88,23 m³/s), contudo o valor ajustado variou em 32% do valor observado e o valor do SUPer variou em 24%.

Na análise da média, a série observada foi de 8,98 m³/s e ao comparar com as simulações do SUPer (16,91 m³/s) e do NDVI 2002 ajustado (17,31 m³/s) foi percebido uma superestimação de 7,93 m³/s e de 8,33 m³/s respectivamente. Em relação ao desvio padrão, variação em torno da média, a série observada (23,69 m³/s) indica uma variação maior em relação aos simulados tanto SUPer (18,74 m³/s) quanto NDVI 2002 ajustado (17,17m³/s), onde a diferença entre as simulações é de apenas 1,57 m³/s. Esse valor mais alto para o conjunto de dados observados é justificado também pela Figura 19

Em relação às análises estatísticas – via R², NSE e PBIAS – a simulação para o SUPer tem um resultado bom para R² (0,76), NSE satisfatório (0,64) e um PBIAS insatisfatório (88,33) (Tabela 15). Já para o NDVI 2002 ajustado foi obtido um resultado insatisfatório para R² (0,52), NSE insatisfatório (0,39) e um PBIAS insatisfatório (92,79) (MORIASI et al., 2007).

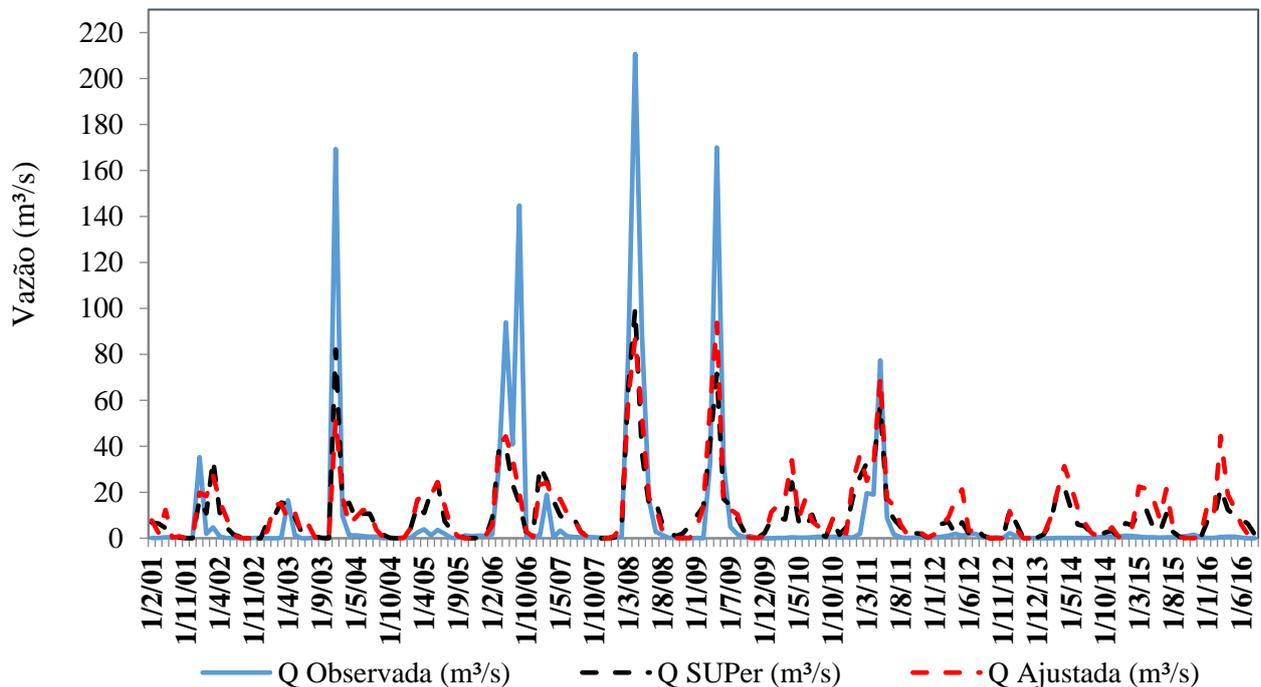
A sub-bacia 36 quando simulada para o SUPer e para o NDVI 2002 ajustado também apresenta resultados promissores. Em termos gerais as simulações tem comportamento semelhantes, variando principalmente em algumas vazões de pico e superestimação dos valores entre 0 e 40m³/s, sendo constatado pelo PBIAS que para o SUPer e para o NDVI 2002 tiveram resultados insatisfatórios. A correlação entre o SUPer e o NDVI 2002 ajustado com a série de dados observados deram boa e insatisfatória, mostrando assim eu a simulação mesmo ajustada não obteve um bom resultado. No desempenho do NS a simulação ajustada não obteve um resultado insatisfatório, porém ainda sim positivo que pela complexidade do modelo é um indicador de representatividade ainda suficiente.

A Figura 20 mostra o hidrograma da vazão calculada e observada após o procedimento de ajuste referente a área da sub-bacia 41 para o período de 2002. Ao comparar o hidrograma de modelagem inicial (Figura 15) com a ajustada (Figura 20), verifica-se que houveram pequenos ajustes e amortização nas vazões de pico. Na Figura 20 percebe-se a distribuição dos dados simulados entre 0 e 40 m³/s são superestimadas pelo modelo, uma vez que os dados observados são distribuídos mais próximos a 0 m³/s. Outro ponto significativo é a medida que a vazão observada aumenta e representa seus picos os resultados do SUPer e do NDVI 2002

ajustado oscilam. Confirmando isso, temos que para os picos entre 2003 e 2009 ambas as simulações subestimam a vazão.

A Tabela 16 apresenta a comparação estatística entre as vazões observadas e as simuladas (SUPER e NDVI 2002 ajustado) pelo modelo SWAT.

Figura 20 - Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 41.



Fonte: A Autora (2022)

Tabela 16 - Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada SUPER e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 41.

Estatística	Vazão Observada (m³/s)	Vazão Simulada SUPER (m³/s)	Vazão Simulada Ajustada (m³/s)
Mínima	0,00	0,00	0,00
Máxima	210,70	99,79	93,73
Média	8,70	9,97	11,43
Desvio Padrão	30,26	14,95	15,81
R ²		0,68	0,57
NS		0,57	0,50
PBIAS		14,50	31,33

Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 16 mostra as estatísticas obtidas após o procedimento de ajuste dos dados de vazão. Com isso, ao analisar a vazão mínima observa-se que para todos os grupos de valores foi obtido o valor de 0 m³/s. Já para as vazões máximas nota-se um comportamento de subestimação em relação a série observada (210,70 m³/s) tanto dos resultados SUPer (99,79 m³/s) quanto os ajustados (93,73 m³/s), contudo o valor ajustado variou em 55% do valor observado e o valor do SUPer variou em 52%.

Na análise da média, a série observada foi de 8,70 m³/s e ao comparar com as simulações do SUPer (9,97 m³/s) e do NDVI 2002 ajustado (11,43 m³/s) foi percebido uma superestimação de 1,27 m³/s de 2,73 m³/s respectivamente. Em relação ao desvio padrão, variação em torno da média, a série observada (30,26 m³/s) indica uma variação maior em relação aos simulados tanto SUPer (14,95 m³/s) quanto NDVI 2002 ajustado (15,85 m³/s), onde a diferença entre as simulações é de apenas 0,9 m³/s. Esse valor mais alto para o conjunto de dados observados é justificado também pela Figura 20.

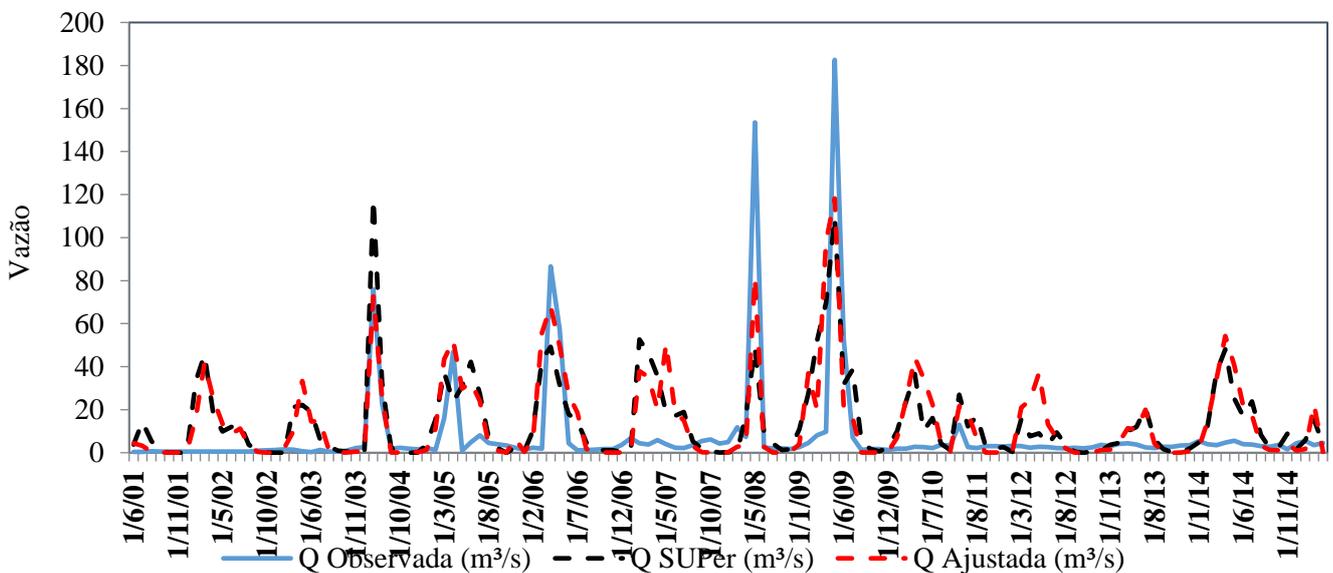
Em relação às análises estatísticas – via R², NSE e PBIAS – a simulação para o SUPer tem um resultado bom para R² (0,68), NSE satisfatório (0,57) e um PBIAS insatisfatório (14,50) (Tabela 16). Já para o NDVI 2002 ajustado foi obtido um resultado insatisfatório para R² (0,57), NSE satisfatório (0,50) e um PBIAS insatisfatório (31,33) (MORIASI et al., 2007).

Para a sub-bacia 41 os resultados de ambas as simulações são positivos e promissores. Em termos gerais ambas as simulações tem comportamento semelhante e com variações principalmente quando se observa as vazões de pico. O R² variou pouco entre as simulações, sendo para o SUPer um valor satisfatório e para o NDVI 2002 ajustado um valor insatisfatório (0,57), porém próximo ao valor de referência. Já quando se trata do NS ambas as simulações obtiveram valores dentro da faixa do satisfatório, com o valor do levemente superior ao do NDVI 2002 ajustado, indicando assim que seus picos de vazão foram simulados com similaridade variando um pouco para baixo no caso do ajustado. Por fim, no tocante do PBIAS o valor do SUPer foi satisfatório e o do NDVI 2002 ajustado foi insatisfatório, porém próximo ao valor de referência do satisfatório. Essa diferença no PBIAS indica que a simulação ajustada tende mais a subestimação dos valores de vazão em comparação com a simulação do SUPer.

A Figura 21 mostra o hidrograma da vazão calculada e observada após o procedimento de ajuste referente a área da sub-bacia 49 para o período de 2002. Ao comparar o hidrograma de modelagem inicial (Figura 16) com a ajustada (Figura 21), verifica-se que houveram

pequenos ajustes e amortização nas vazões de pico. Na Figura 21 percebe-se a distribuição dos dados simulados entre 0 e 60 m³/s são superestimadas pelo modelo, uma vez que os dados observados são distribuídos mais próximos a 0 m³/s. Outro ponto significativo é a medida que a vazão observada aumenta e representa seus picos os resultados do SUPer e do NDVI 2002 ajustado oscilam. Confirmando isso, temos que para os picos entre 2003, 2008 e 2009 onde as simulações subestimam a vazão.

Figura 21- Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPer e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 49.



Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 17 apresenta a comparação estatística entre as vazões observadas e as simuladas (SUPer e NDVI 2002 ajustado) pelo modelo SWAT.

Tabela 17- Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada SUPer e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 49.

Estatística	Vazão Observada (m ³ /s)	Vazão Simulada SUPer (m ³ /s)	Vazão Simulada Ajustada (m ³ /s)
Mínima	0,2841	0	0
Máxima	182,64	118,00	118,20
Média	7,87	13,96	14,01
Desvio Padrão	23,27	19,23	20,72
R ²		0,38	0,45
NS		0,27	0,33
PBIAS		77,42	78,04

Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 17 mostra as estatísticas obtidas após o procedimento de ajuste dos dados de vazão. Com isso, ao analisar a vazão mínima observa-se que para os valores simulados foi obtido o valor de 0 m³/s, por mais que para a série observada esse valor foi de 0,28 m³/s. Já para as vazões máximas nota-se um comportamento de subestimação em relação a série observada (182,64 m³/s) tanto dos resultados SUPer (118,00 m³/s) quanto os ajustados (118,20 m³/s), contudo tanto o valor ajustado quando o simulado pelo SUPer variou aproximadamente 35% em razão dos dois valores serem muito próximos.

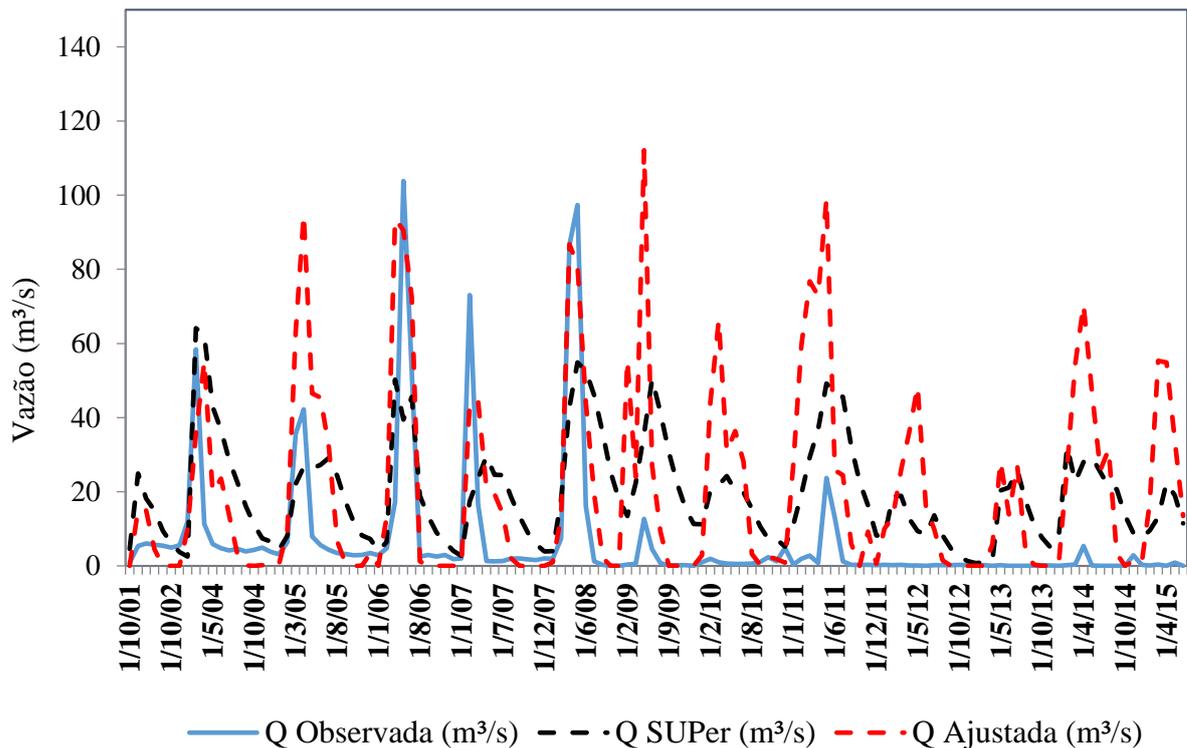
Na análise da média, a série observada foi de 7,87 m³/s e ao comparar com as simulações do SUPer (13,96 m³/s) e do NDVI 2002 ajustado (14,01 m³/s) foi percebido uma superestimação de 6,09 m³/s de 6,14 m³/s respectivamente. Em relação ao desvio padrão, variação em torno da média, a série observada (23,27 m³/s) indica uma variação maior em relação aos simulados tanto SUPer (19,23 m³/s) quanto NDVI 2002 ajustado (20,72 m³/s), onde a diferença entre as simulações é de apenas 1,49 m³/s. Esse valor mais alto para o conjunto de dados observados é justificado também pela Figura 21.

Em relação às análises estatísticas – via R², NSE e PBIAS – a simulação para o SUPer tem um resultado bom para R² (0,38), NSE satisfatório (0,27) e um PBIAS insatisfatório (77,42) (Tabela 17). Já para o NDVI 2002 ajustado foi obtido um resultado insatisfatório para R² (0,45), NSE satisfatório (0,33) e um PBIAS insatisfatório (78,04) (MORIASI et al., 2007).

Na sub-bacia 49 foi possível observar um comportamento semelhante entre as simulações, porém distantes dos dados observados, indicando assim problemas que podem ser relacionados a dados insuficientes ou de baixa qualidade. A correlação entre o SUPer e o NDVI 2002 ajustado com a série de dados observados deram insatisfatório, mostrando assim a existência de correlação de baixa a mediana e uma manutenção de padrão com uma variação de 0,07 entre elas. Já quando se trata do NS ambas as simulações obtiveram valores dentro da faixa do insatisfatório, com o valor do SUPer levemente superior ao do NDVI 2002 ajustado, indicando assim que seus picos de vazão foram simulados com similaridade variando um pouco para baixo no caso do ajustado. Por fim em relação a tendência de subestimação ou superestimação das simulações foi possível observar através do PBIAS, onde para o SUPer teve um valor insatisfatório que indica uma simulação subestimada e para o NDVI 2002 ajustado foi também insatisfatório com tendência a subestimação dos valores de vazão. Também é importante observar que para essa sub-bacia os dados estatísticos variaram pouco entre si mantendo um padrão que em relação aos dados observados é insatisfatório.

A Figura 22 mostra o hidrograma da vazão calculada e observada após o procedimento de ajuste referente a área da sub-bacia 76 para o período de 2002 a. Ao comparar o hidrograma de modelagem inicial (Figura 17) com a ajustada (Figura 22), verifica-se que houveram pequenos ajustes e amortização nas vazões de pico. Ainda na Figura 22 percebe-se a distribuição dos dados simulados que não condiz muito com os dados observados, ou fator importante é que as vazões obtidas pelo SUPer e as do NDVI 2002 ajustado tem grande diferença principalmente evidenciada nos picos de vazão. Os resultados ajustados tem picos de vazão com valores acima dos demais e, além disso, é perceptível a incapacidade do modelo em simular vazões eficientes para ambas as simulações, sendo a ajustada a menos eficiente em termos gerais.

Figura 22- Hidrograma de comparação entre a vazão observada, simulada SUPer e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 76.



Fonte: A Autora (2022)

A Tabela 18 apresenta a comparação estatística entre as vazões observadas e as simuladas (SUPer e NDVI 2002 ajustado) pelo modelo SWAT.

Tabela 18- Dados estatísticos da comparação entre a vazão observada, simulada SUPer e simulada ajustada pelo modelo SWAT para a sub-bacia 76.

Estatística	Vazão Observada (m3/s)	Vazão Simulada SUPer (m3/s)	Vazão Simulada Ajustada (m3/s)
Mínima	0,01	0,74	0,00
Máxima	103,81	64,11	112,10
Média	6,85	19,52	20,99
Desvio Padrão	17,54	14,03	26,92
R2		0,20	0,30
NS		-0,45	-1,34
PBIAS		185,06	206,52

Fonte: A Autora (2022).

A Tabela 18 mostra as estatísticas obtidas após o procedimento de ajuste dos dados de vazão. Com isso, ao analisar a vazão mínima observa-se que para os valores foram próximos de 0 m³/s. Já para as vazões máximas nota-se um comportamento de subestimação em relação a série observada (103,81 m³/s) dos resultados SUPer (64,11 m³/s) e superestimação os ajustados (112,10 m³/s). Essa superestimação observada na simulação ajustada é perceptível na Figura 22 , onde os picos de vazão ultrapassam as outras séries.

Na análise da média, a série observada foi de 6,85 m³/s e ao comparar com as simulações do SUPer (19,52 m³/s) e do NDVI 2002 ajustado (20,99 m³/s) foi percebido uma superestimação de 12,67 m³/s de 14,14 m³/s respectivamente. Em relação ao desvio padrão, variação em torno da média, a série observada (17,54 m³/s) indica uma variação maior em relação aos simulados tanto SUPer (14,03 m³/s) quanto NDVI 2002 ajustado (26,92 m³/s), onde a diferença entre as simulações é de apenas 12,89 m³/s.

Em relação às análises estatísticas – via R², NSE e PBIAS – a simulação para o SUPer tem um resultado insatisfatório para R² (0,20), NSE insatisfatório (-0,45) e um PBIAS insatisfatório (185,06) (Tabela 18). Já para o NDVI 2002 ajustado foi obtido um resultado insatisfatório para R² (0,30), NSE insatisfatório (-1,34) e um PBIAS insatisfatório (206,52) (MORIASI et al., 2007).

No que se refere a sub-bacia 76 nenhuma simulação teve resultado satisfatório sendo os piores parâmetros o NS e o PBIAS. Os valores de NS foram negativos para as duas simulações implicando assim que a média dos dados prevê melhor que a simulação do que o próprio NS (FERRIGO, 2014). Já os valores de PBIAS deram muito alto indicando uma subestimação de vazão para as duas simulações, que pode ser observada na Figura 22.

A comparação entre a simulação do modelo calibrado do SUPer com a do NDVI 2002 ajustada apresentou resultados promissores de forma geral. Ao observar que o comportamento das vazões tanto para o SUPer quanto para o ajustado foi perceptível a semelhança entre elas, principalmente levando em consideração que o mapa de uso do solo utilizado para a simulação ajustada tem diferentes classes de uso e é produto de um índice de vegetação. Essa etapa proporcionou a compreensão de como o modelo SWAT pode ser compatível a diversas fontes de dados de uso e também como apenas um ajuste já mostrou essa compatibilidade.

Vale ressaltar que a quantidade e qualidade dos dados observados e de entrada é de suma importância para a geração de resultados satisfatórios em uma modelagem hidrológica e que, representar matematicamente os processos físicos em uma bacia hidrográfica é de grande complexidade e envolve muitas variáveis relacionadas entre si. Diversos estudos mostram que a disponibilidade de dados de qualidade pode interferir na modelagem hidrológica e, além disso, a interação entre um bom banco de dados e a inclusão de dados de uso do solo pode gerar resultados favoráveis em bacias hidrográficas pelo mundo (CHIANG *et al.*, 2010; BEKELE e KNAPP, 2010; GOVENDER e EVERSON, 2005; YANG, *et al.*, 2008).

Portanto, em uma análise geral, tanto a simulação do SUPer quanto a simulação com índice de vegetação (NDVI) tem problemas que podem ser relacionados a falhas nos dados, escassez de dados observados e a complexidade envolvida nesses tipos de estudo. Em contrapartida, as sub-bacias 14, 36 e 41 tem resultados estatísticos positivos que infere que o modelo, mesmo que com alguma dificuldade, consegue representar de forma razoável a vazão para a bacia hidrográfica do rio Pajeú apesar da modificação de uma condicionante tão importante quanto o uso do solo.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A modelagem da bacia hidrográfica do rio Pajeú através da utilização de índices de vegetação como dados de entrada para uso e ocupação do solo, teve o objetivo de analisar como o modelo SWAT responde a esse tipo de entrada e qual seu desempenho em simular vazão superficial. Desta forma, diante dos resultados obtidos conclui-se:

- A obtenção dos mapas de uso do solo através de IV utilizando o NDVI para 2002 e 2015 apontou que no decorrer dos 14 anos avaliados houveram significativas mudanças, principalmente, quando observadas as áreas de cada uma das classes de uso do solo entre 2002 e 2015. As áreas referentes a solo exposto e vegetação rasteira de 2015 aumentaram em relação a 2002, por outro lado, houve uma diminuição das áreas de vegetação arbustiva e arbórea. Em seguida, quando analisadas separadamente, as sub-bacias em estudo, foi observado um comportamento semelhante ao que acontece de forma geral na bacia, ou seja, um aumento nas áreas de solo exposto e vegetação rasteira e uma diminuição considerável em áreas representantes da vegetação mais saudável (arbustiva e arbórea). No geral, a análise indicou que as áreas com menor presença de vegetação são predominantes na bacia para o ano de 2015, e que essas áreas ainda vegetadas tendem a diminuir com o avanço da monocultura, mudanças climáticas e processo de desertificação.
- Na simulação inicial, utilizando os dois mapas de uso do solo (NDVI 2002 e NDVI 2015) sem ajuste de parâmetros, foi perceptível que para as sub-bacias disponíveis (14, 38, 41, 49 e 76) o mapa de NDVI de 2002 se comportou muito melhor quando analisados estatisticamente. De modo geral, tanto o R^2 , NS e PBIAS tiveram melhores valores para 2002 quando comparados com os dados observados para todas as estações fluviométricas analisadas. Mesmo sem ajuste e com a utilização de um mapa de uso do solo, obtido através de IV, a modelagem demonstrou um comportamento aceitável, com algumas estatísticas positivas, principalmente para as sub-bacias 14, 36 e 41.
- No ajuste do modelo, utilizando a variável da vazão, para o mapa de uso do solo de 2002 foi possível observar um comportamento promissor ao comparar com os dados observados, apresentando valores aceitáveis e até mesmo satisfatórios. Além disso, é importante levar em consideração que a simulação ajustada, na maioria dos casos, tendeu a subestimar os picos de vazão em relação aos dados observados.
- Assim, percebeu-se que o modelo não é tão sensível ao dado de entrada de uso do solo e que a utilização de IV pode ser uma opção viável para ser aplicada na modelagem

hidrológica no modelo SWAT. Isso se justifica, devido seus resultados positivos e promissores mesmo com classes de uso do solo diferentes do projeto base do SUPER.

REFERÊNCIAS

ADESUYI, A. S., AND Z. MUNCH. 2015. “Using Time-Series NDVI to Model Land Cover Change: A Case Study in the Berg River Catchment Area, Western Cape, South Africa.” *International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering* 9 (5): 2015.

AGÊNCIA ESTADUAL DE PLANEJAMENTO E PESQUISAS DE PERNAMBUCO. **Bacia Hidrográfica Do Rio Una, Quarto e Quinto Grupos de Bacias Hidrográficas de Pequenos Rios Litorâneos – GL 4 e GL 5.** Recife CONDEPE/FIDEM, 2006. (Série Bacias Hidrográficas de Pernambuco Nº 3).

ALLEN, K., DUPUY, J. M., GEI, M. G., HULSHOF, C., MEDVIGY, D., PIZANO, C., ... POWERS, J. S. (2017). Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? *Environmental Research Letters*, 12(2), 023001. <https://doi.org/10.1088/17489326/aa5968>.

ANDRADE, C. W. L. ; MONTENEGRO, S. M. G. L. ; MONTENEGRO, A. A. A. ; LIMA, J. R. S. ; SRINIVASAN, RAGHAVAN ; JONES, CHARLES A. . Modeling runoff response to land-use changes using SWAT model in the Mundaú watershed, Brazil. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL ANALYSIS AND PROGRESS* , v. 5, p. 194-206, 2020.

ANDRADE, M.A.; MELLO, C.R.; BESKOW, S. (2013). Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 17(1): 69-76.

APARECIDO, C. F. F.; VANZELA, L. S.; VAZQUEZ, G. H.; LIMA, R. C. Manejo de Bacias Hidrográficas e sua influência sobre os recursos hídricos. *Irriga*, v. 21, n.2, p.239-256, 2016.

ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J. R.; HANEY, E. B.; NEITSCH, S. *Soil and Water Assessment Tool input/output file Documentation: Version 2012*. Texas: Texas Water Resources Institute, 2012a. 654 p.

ARNOLD, J., SRINIVASON, R., MUTTIAH, R., WILLIAMS, J., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.*34 (1), 73–89.

ARROIO JUNIOR, P.P. (2013). Avaliação da produção e transporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Itaqueri, Municípios de Itirapina e Brotas – SP. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo: São Carlos – SP, 134p.

BARROS, A. B.; BARROS, A. M. A. A difícil aplicabilidade da política de águas no Brasil. *InterSciencePlace*, v. 1, n. 7, 2015.

Bekele, E. G., and H. V. Knapp. 2010. Watershed modeling to assessing impacts of potential climate change on water supply availability. *Water Resour. Mgmt.* 24(13): 3299-3320.

BEVEN, K.; BINLEY, A.; The Future of Distributed Models - Model Calibration and Uncertainty Prediction. **Hydrological Processes**, v.6, n.3, p.279-298, 1992.

BROWN AE, ZHANG L, MCMAHON TA, WESTERN AW, Vertessy RA (2005). “A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alteration in vegetation.” *Journal of Hydrology*, 3010, 28–61.

BUSTAMANTE BECERRA, J.A.; ALVALÁ, R.C.S.; VON RANDOW, C. Seasonal Variability of Vegetation and Its Relationship to Rainfall and Fire in the Brazilian Tropical Savanna. In: Boris Escalante-Ramirez. (Org.). *Remote Sensing - Applications*. Intech, v. 1, p. 77-98, 2012.

CÂMARA, G.; MEDEIROS, J. S. (1998). “*Geoprocessamento para projetos ambientais*”. 2.ed. INPE. São José dos Campos, 194p.

CARVALHO JUNIOR, O. A.; SAMPAIO, C. S.; SILVA, N. C.; COUTO JUNIOR A. F.; GOMES, R. A. T.; CARVALHO, A. P. F.; SHIMABUKURO, Y. E. Classificação de padrões de savana usando assinaturas temporais NDVI do sensor MODIS no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. **Revista Brasileira de Geofísica**, 26(4), p.505-517. 2008.

CASTANHO, A. D. A., COE, M. T., BRANDO, P., MACEDO, M., BACCINI, A., WALKER, W., & ANDRADE, E. M. (2020). Potential shifts in the aboveground biomass and physiognomy of a seasonally dry tropical forest in a changing climate. *Environmental Research Letters*, 15(3), 034053. <https://doi.org/10.1088/17489326/ab7394>.

CBHSF. Comitê da Bacia do Rio São Francisco. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco 2016-2025** Alagoas. Volume 1 e 2. : 520 p. 2016.

CBHSF. COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO SÃO FRANCISCO. **O tal do rio Pajeú que despeja no São Francisco**. 2014. Disponível em: < 75 <http://cbhsaofrancisco.org.br/o-tal-do-rio-pajeu-que-despeja-no-sao-francisco/>>. Acesso em: 15 /out. 2022

CHANG M (2006). *Forest Hydrology: an introduction to water and forests*. 2 edition. Taylor & Francis.

Chiang, L., I. Chaubey, M. W. Gitau, and J. G. Arnold. 2010. Differentiating impacts of land use changes from pasture management in a CEAP watershed using the SWAT model. *Trans. ASABE* 53(5): 1569-1584.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. *Hidrologia para Engenharia e Ciências Ambientais*. Porto Alegre: ABRH, 2013.

CORTES BALLÉN, L. A.; SOUZA, B. I; RODRIGUES, V. L. E. Análise espaço-temporal da cobertura vegetal na área de proteção ambiental do cariri, Paraíba. Universidade Federal de Goiás, *Boletim Goiano de Geografia*,2016.

DRUMOND, M. A., KIILL, L. H. P., LIMA, P. C. F., DE OLIVEIRA, M. C., DE OLIVEIRA, V. R., DE ALBUQUERQUE, S. G., & CAVALCANTI, J. (2004). Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da caatinga. In: Silva. J.M.C., Tabarelli, Fonseca,

M., M.T., Lins, L.V. Lins (Eds.), Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação, Ministério do Meio ambiente, Brasília, 329340.

FERRIGO, S. (2014). *Análise de consistência dos parâmetros do modelo SWAT obtidos por calibração automática* – estudo de caso na Bacia do Lago Descoberto – DF. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília – DF, 147p.

FLORENZANO, T. G. (2005). “*Geotecnologias na geografia aplicada: difusão e acesso*”. Revista Do Departamento De Geografia, p. 23-28.

GAO, X.; HUETE, A. R.; NI, W.; MIURA, T. *Optical-biophysical relationships of vegetation spectra without background contamination. Remote Sensing of Environment*, v. 74, p. 609-620, 2000.

GETE, Z., HURNI, H., 2001. Implications of land use and land cover dynamics for mountain resource degradation in the northwestern Ethiopian Highlands. *Mt. Res. Dev.* 21 (2), 184–191.

GONÇALVES, B. D. F.; VITAL, T. W. Análise de sustentabilidade da área rural do município de Triunfo (PE). **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, n. 1, p. 195-218, 2019.

Govender, M., and C. S. Everson. 2005. Modelling streamflow from two small South African experimental catchments using the SWAT model. *Hydrol. Proc.* 19(3): 683-692.

GUPTA, H.V.; SOROOSHIAN, S.; YAPO, P.O. (1999). Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. *Journal of Hydrologic Engineering*, 4(2): 135-142.

GWATE, O., WOYESSA, Y., WIBERG, D., 2015. Dynamics of land cover and impact on streamflow in the Modder River Basin of South Africa: case study of a Quaternary catchment. *Int. J. Environ. Prot. Pol.* 3 (2), 31–38.

HUETE A.R. 1988. A soil adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing Environ.* 25.

KENNEDY, J.; EBERHART, R. Particle Swarm Optimization. **Proceedings of the IEEE International Conference on Neural Networks**, v.4, p.1942-1948, 1995.

KIDANE, W., BOGALE, G., 2017. Effect of land use land cover dynamics on hydrological re- sponse of watershed: case study of Tekeze Dam watershed, northern Ethiopia. *Int. Soil Water Conserv. Res.* 5, 1–6.

KUCZERA, G.; PARENT, E. Monte Carlo assessment of parameter uncertainty in conceptual catchment models: the Metropolis algorithm. **Journal of Hydrology**, v.211, p. 69 - 85, 1998.

LACRUZ, M. S. **Análise de séries temporais de dados MODIS como uma nova técnica para a caracterização de paisagem e análise de lacunas de conservação**. São José dos Campos: INPE, 2006.

MORO, M. F., NIC LUGHADHA, E., DE ARAÚJO, F. S., & MARTINS, F. R. (2016). A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. *The Botanical Review*, 82(2), 91– 148. <https://doi.org/10.1007/s122290169164z>.

MORO, M. F., SILVA, I. A., ARAÚJO, F. S. de, NIC LUGHADHA, E., MEAGHER, T. R., & MARTINS, F. R. (2015). The Role of Edaphic Environment and Climate in Structuring Phylogenetic Pattern in Seasonally Dry Tropical Plant Communities. *PLOS ONE*, 10(3), e0119166. doi:10.1371/journal.pone.0119166.

OLIVEIRA, R. A.; TOMMASELLI, A. M. G. Geração automática de modelo digital de superfície utilizando múltiplas imagens. III Simpósio Brasileiro de Geomática, Presidente Prudente - SP, 26-28 de julho de 2012. v.1.

PENNINGTON, R. T., LEHMANN, C. E. R., & ROWLAND, L. M. (2018). Tropical savannas and dry forests. *Current Biology*, 28(9), R541–R545. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.03.014>.

PEREZ, L. P. et al. Análise de NDVI no Nordeste Brasileiro por Componentes Principais. Resultados Preliminares. In: XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto- SBSR, Belo Horizonte, Anais Eletrônicos, INPE, p 2869-2875. CD-ROM, 2003.

PERNAMBUCO. (2006). *Atlas de bacias hidrográficas de Pernambuco*. Recife: Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, 2006.

QUEIROZ, L. P., CARDOSO, D., FERNANDES, M. F., & MORO, M. F. (2017). Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga domain. In: Silva J,C; Leal,I; Tabarelli, M.(Eds). *Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America*. Switzerland: Springer International Publishing, 23–63. https://doi.org/10.1007/9783319683393_2.

RIBEIRO, E. M. S., ARROYORODRÍGUEZ, V., Santos, B. A., TABARELLI, M., & LEAL, I. R. (2015). Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 611–620. <https://doi.org/10.1111/13652664.12420>.

RIBEIRO, E. P. **Mudanças ambientais e desertificação na bacia hidrográfica do rio Pajeú**. 2016. Tese (Doutorado em Geografia) -Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2016.

RODRIGUES, C.P. **Estudo do fluxo de carbono utilizando geotecnologias**. Dissertação (mestrado em Sensoriamento Remoto) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro estadual de pesquisas em Sensoriamento Remoto Meteorologia, Porto Alegre, 2010.

ROSA, R. (2005). “*Geotecnologias na geográfica aplicada. Revista do departamento de geografia*”. v. 16, p 81 -90.

ROSA, R.; SANO, E. E. Uso da terra e cobertura vegetal na bacia do rio Paranaíba (land use and vegetation cover in the paranaíba river basin). p. 32–56, 2014.

ROSENDO, S. J. Índices de vegetação e monitoramento do uso do solo e cobertura vegetal na bacia do rio araguari - MG - utilizando dados do sensor modis. Uberlândia, 2005.

ROUSE J.W., HAAS H.R. SCHELL J.A. DEERING D.W. 1973. Monitoring vegetation systems in the great plain with ERTS. In: Earth Resources Technology Satellite - 1 Symposium, 3, 1973. Proc... Washington, v. 1, Sec. A, p. 309-317.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: EMBRAPA, 2013. SECTMA - Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente do Estado de Pernambuco. **Plano Estadual de Recursos Hídricos**. Recife. 1998.

SANTOS, J. Y. G.; CARVALHO NETO, J. G.; SILVA, R. M.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; SANTOS, C. A. G. 2013. Aplicação do modelo SWAT para a simulação chuva-vazão na Bacia do Rio Tapacurá, Estado de Pernambuco. Anais Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Bento Gonçalves. RS, Brasil, pp.01-08.

SILVA, J. R. I. *et al.* Aplicação do método de Budyko para modelagem do balanço hídrico no semiárido brasileiro. Scientia Plena, v. 13, n.10, p. 1-10, 2017.

SILVEIRA, H. L. F., GALVÃO, L. S., SANCHES, I. D., DE SÁ, I. B., & TAURA, T. A. (2018). Use of MSI/Sentinel2 and airborne LiDAR data for mapping vegetation and studying the relationships with soil attributes in the Brazilian semiarid region. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 73, 179–190. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.06.016>.

SOUZA, M. A luta de cada um. Instituto Callis; 2ª edição, 2011.

SPRUCE, JOSEPH & BOLTEN, JOHN & SRINIVASAN, RAGHAVAN & LAKSHMI, VENKAT. (2018). Developing Land Use Land Cover Maps for the Lower Mekong Basin to Aid Hydrologic Modeling and Basin Planning. Remote Sensing. 10. 1910. 10.3390/rs10121910.

TRIPATHI MP, PANDA RK, RAGHUWANSHI NS. 2005. Development of effective management plan for critical subwatersheds using SWATmodel. *Hydrological Processes* **19**: 809–826. DOI: 10.1002/hyp.5618.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 4a Edição. ABRH: Porto Alegre, 943 p., 2009.

TUCCI, C. E. M. Modelos Hidrológicos. 2 ed. Porto Alegre: UFRGS, 2005.

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

TUCCI, C.E.M. **Modelos Hidrológicos**. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. ABRH: Porto Alegre, 1998.

U.S. Geological Survey, 2021b. What are the best Landsat spectral bands for use in my research? https://www.usgs.gov/faqs/whatarebestlandsatspectralbandsusemyresearch?qtnews_science_products=0#qtnews_science_products. Acessado: 30 de outubro, 2022.

- UZEIKA, T. (2009). Aplicabilidade do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na simulação da produção de sedimentos em uma pequena bacia hidrográfica rural. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Porto Alegre – RS, 144p.
- UZEIKA, T.; MERTEN, G.H.; MINELLA, J.P.G.; MORO, M. (2012). Use of the Swat Model for Hydro-Sedimentologic Simulation in a Small Rural Watershed. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, 36: 557-65.
- VAN GRIENSVEN. A.; MEIXNER. T.; GRUNWALD. S.; BISHOP. T.; DILUZIO. M.; SRINIVASAN. R. A global Sensitivity analysis tool for the parameters of multivariable catchment models. **Journal of Hydrology**, v.324, p.10–23, 2006.
- VERSLYPE, N. I.; MACHADO, J.; WANDERLEY, R. A. Microrregião Pajeú: economia, clima e desenvolvimento da agricultura através de modelo digital do terreno. **Revista Geama**, v. 1, n. 1, p. 16-30, 2016.
- VIANA, J. F. de S., MONTENEGRO, S. M. G. L., DA SILVA, B. B., da Silva, R. M., SRINIVASAN, R., SANTOS, C. A. G., TAVARES, C. G. (2021). *Evaluation of gridded meteorological datasets and their potential hydrological application to a humid area with scarce data for Pirapama River basin, northeastern Brazil. Theoretical and Applied Climatology*, 145(1-2), 393–410. doi:10.1007/s00704-021-03628-7
- VIANA, J. F. S. Impactos das mudanças do uso da terra sobre o balanço hidrossedimentológico: bases para gerenciamento dos recursos hídricos na Bacia do Rio Pirapama. 2019. Tese (Douorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.
- Yang, J., K. C. Abbaspour, P. Reichert, and H. Yang. 2008. Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to Chaohe basin in China. *J. Hydrol.* 358(1-2): 1- 23.
- ZHANG L, VERTESSY R, WALKER G, GILFEDDER M, HAIRSINE P (2007). “Afforestation in a cat- chment context: understanding the impacts on water yield and salinity.” *Technical report*, Industry report 1/07, eWater CRC, Melbourne, Austrália.
- ZHAO F, Xu Z, ZHANG L (2012). “Changes in streamflow regime following vegetation changes from paired catchments.” *Hydrological Processes*, 26, 1561–1573. doi:10.1002/hyp.8266.