



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

ANA CAROLINA SANTOS FREIRE BONFIM DE ALMEIDA

**APLICAÇÃO DA FERRAMENTA SWAT PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE
ÁGUA NO RESERVATÓRIO DE CARPINA NA BACIA DO RIO CAPIBARIBE**

Recife - PE
2024

ANA CAROLINA SANTOS FREIRE BONFIM DE ALMEIDA

**APLICAÇÃO DA FERRAMENTA SWAT PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE
ÁGUA NO RESERVATÓRIO DE CARPINA NA BACIA DO RIO CAPIBARIBE**

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

Orientadora: Prof. Dra. Lourdinha Florêncio

Recife - PE

2024

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Almeida, Ana Carolina Santos Freire Bonfim de.

Aplicação da ferramenta Swat para avaliação da qualidade de água no reservatório de Carpina na bacia do Rio Capibaribe / Ana Carolina Santos Freire Bonfim de Almeida. - Recife, 2024.

75f.: il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociência, Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, 2024.

Orientação: Maria de Lourdes Florêncio dos Santos.

Inclui referências e apêndice.

1. Qualidade de água; 2. Bacia Hidrográfica; 3. Modelagem; 4. Reservatório. I. Santos, Maria de Lourdes Florêncio dos. II. Título.

UFPE-Biblioteca Central

ANA CAROLINA SANTOS FREIRE BONFIM DE ALMEIDA

**APLICAÇÃO DA FERRAMENTA SWAT PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE
ÁGUA NO RESERVATÓRIO DE CARPINA NA BACIA DO RIO CAPIBARIBE**

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e todas as graças recebidas.

Aos meus pais Daniel e Suely, por terem me incentivado a realizar o mestrado acadêmico.

Ao meu marido, Thiago Almeida, que sempre esteve de braços abertos em todos os momentos angustiantes durante o desenvolvimento do trabalho e sempre abria um espumante quando o programa rodava.

À Profa. Lourdinha, por ter me acolhido como aluna de pós-graduação e conduzido o desenvolvimento do trabalho.

Ao Jocimar, colega de pós-graduação, por ter me ajudado bastante com o desenvolvimento do trabalho.

À Profa. Josiclêda, por ter disponibilizado a base de dados do SUPeR, para que eu pudesse contribuir com a plataforma.

Ao Gustavo Ribeiro, por ter participado de parte da metodologia e me ajudado com a base de dados.

Aos colegas da TPF Engenharia, obrigada.

À Vanine, Jussara, Rodrigo e Bruno, usuários do SWAT que me auxiliaram bastante.

RESUMO

A simulação hidrológica permite desenvolver modelos que auxiliam na tomada de decisão dos agentes responsáveis por ações voltadas para o planejamento e desenvolvimento da gestão ambiental na bacia. Essas simulações podem ser extremamente úteis para o planejamento de ações necessárias, visando a melhoria ambiental e o atendimento aos requisitos legais, como também relacionar cenários às respostas do sistema, permitindo identificar diretrizes mais adequadas de ação para atingir os objetivos futuros. Com base nesse contexto, esse trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade de água através da quantidade de fósforo total disposta no reservatório de Carpina, em Pernambuco. Para o desenvolvimento desse estudo, foi utilizada a ferramenta Soil and Water Assessment Tool (SWAT) com a base de dados do sistema de unidades de Respostas Hidrológicas para Pernambuco (SUPer). Foi possível calibrar mensalmente as vazões no período entre 2011 e 2013 para os pontos de medição dos municípios de Paudalho e Limoeiro. Foi realizado um estudo para obtenção dos parâmetros mais sensíveis que englobam o processo de obtenção da vazão e do fósforo total. Para vazão, a performance do modelo apresentou resultados de NSE equivalentes a 0,59 e 0,61, respectivamente, para as estações de Paudalho e Limoeiro, e R^2 de 0,74 e 0,77. Essa performance é considerada satisfatória e boa, permitindo utilizar o modelo desenvolvido para demais análises. Para a variável de fósforo total, foram obtidos valores de -3,77 para o NSE e 0,5 para o R^2 , apresentando uma performance insatisfatória da simulação. Essa performance resultante pode ter influência de diversos fatores, em que podemos citar a profundidade em que foi medido o dado de fósforo total observado, pois para determinação do conteúdo de fósforo total presente na massa líquida é necessária a medição da concentração do considerado a várias profundidades. Outro fator que pode ter contribuído para essa performance foi a falta de informações sobre os sedimentos produzidos na bacia, o que impossibilitou a realização do ajuste dessa curva simulada, que apresenta influência na variável fósforo total.

Palavras-chave: Qualidade de água; Bacia Hidrográfica; Modelagem; reservatório.

ABSTRACT

Hydrological simulation allows the development of models that assist in decision-making by those responsible for actions aimed at planning and developing environmental management in the basin. These simulations can be extremely useful for planning necessary actions, aiming at environmental improvement and compliance with legal requirements, as well as relating scenarios to system responses, allowing the identification of more appropriate guidelines for achieving future objectives. Based on this context, the objective of this study was to assess water quality through the total phosphorus content in the Carpina reservoir, in Pernambuco. For the development of this study, the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) was used with the database from the Hydrological Response Units system for Pernambuco (SUPeR). Monthly streamflow calibration was performed for the period between 2011 and 2013 for the measurement points in the municipalities of Paudalho and Limoeiro. A study was conducted to obtain the most sensitive parameters encompassing the process of streamflow and total phosphorus. For streamflow, the model performance showed NSE values of 0.59 and 0.61, respectively, for the Paudalho and Limoeiro stations, and R^2 values of 0.74 and 0.77. This performance is considered satisfactory and good, allowing the use of the developed model for further analysis. For the total phosphorus variable, NSE values of -3.77 and R^2 of 0.5 were obtained, indicating unsatisfactory simulation performance. This resulting performance may be influenced by several factors, such as the depth at which the observed total phosphorus data was measured. To determine the phosphorus content in the liquid mass, it is necessary to measure the concentration at various depths. Another factor that may have contributed to this performance is the lack of information about the sediments produced in the basin, which prevented the adjustment of the simulated curve that influences the total phosphorus variable.

Keywords: Water quality; Watershed; Modeling; Reservoir.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema que ilustra o ciclo da água.	18
Figura 2 - Fracionamento do P total do solo segundo composto que contém fosfato. P: fósforo, Pi: fósforo inorgânico, Po: fósforo orgânico.....	15
Figura 3 - Formas do fósforo em águas naturais.....	16
Figura 4 - Evolução dos modelos de qualidade de água.....	22
Figura 5 - Equação Balanço Hídrico SWAT	23
Figura 6 - Desenho esquemático dos processos hidrológicos que compõem o modelo SWAT	24
Figura 7 - Ciclo do Nitrogênio no solo considerado no SWAT.....	27
Figura 8 - Ciclo do fósforo no solo considerado pelo SWAT.	27
Figura 9 - Localização do Reservatório de Carpina.....	31
Figura 10 - Localização dos Municípios Limoeiro e Paudalho.....	32
Figura 11 – Sub-bacias do rio Capibaribe utilizadas no estudo.....	33
Figura 12 – Sub-bacias estudadas.....	35
Figura 13 - Localização das estações Fluviométricas de Limoeiro e Paudalho.....	36
Figura 14 - Localização do reservatório de Carpina	39
Figura 15 - Frações do Fósforo e suas interações com a matriz do solo.....	42
Figura 16 - Representação gráfica da análise de sensibilidade dos parâmetros estudados.....	48
Figura 17 - Dados observados e simulados da Sub-bacia 03.	49
Figura 18 - Dados observados e simulados da Sub-bacia 05.	50
Figura 19 - Curva ajustada de Fósforo Total no período estudado.....	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estações Fluviométricas utilizadas para coleta de dados de vazão.	36
Tabela 2 - Dados de vazão média mensal para a estação de Limoeiro e Paudalho.	37
Tabela 3 - Parâmetros do SWAT utilizados para calibração da vazão.	37
Tabela 4 - Métodos de alteração e suas respectivas descrições.	38
Tabela 5 - Dados de fósforo total utilizados na análise.	39
Tabela 6 - Série Volumétrica do reservatório de Carpina para o período estudado.	40
Tabela 7 - Dados de entrada no RSWAT para análise do Fósforo Total.	41
Tabela 8 - Uso do solo, tipo de solo e teor de carbono orgânico para cada sub-bacia estudada.	43
Tabela 9 - Parâmetros adotados para análise e comparação dos dados simulados pelo SWAT.	46
Tabela 10 - Análise de sensibilidade dos parâmetros.	47
Tabela 11 - Avaliação da performance do modelo conforme Moriasi et al (2007)	51
Tabela 12 - Indicadores de performance do modelo.	51
Tabela 13 - Parâmetros ajustados para calibração da vazão.	52
Tabela 14 - Análise Estatística para ajuste da variável fósforo.	53
Tabela 15 - Parâmetros ajustados para fósforo total (kg).	54

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
1.1	Objetivo.....	16
1.1.1	Objetivo geral	16
1.1.2	Objetivos específicos.....	16
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	Ciclo Hidrológico.....	17
2.2	Fontes e Formas de Fósforo.....	14
2.3	Modelos hidrológicos e de qualidade de água.....	18
2.3.1	Modelagem Hidrológica	18
2.3.2	Modelagem de Qualidade de Água	21
2.4	Soil and Water Assessment Tool (SWAT).....	23
2.4.1	Aplicações do modelo SWAT para qualidade de água	26
2.4.1	Sistema de Unidades de Respostas Hidrológicas para Pernambuco (SUPer).....	29
3	METODOLOGIA	31
3.1	Área de estudo	31
3.2	Base de dados	32
3.2.1	Calibração das Vazões.....	36
3.2.2	Ajustes de parâmetros para o Fósforo Total	38
3.3	Análises estatísticas	46
3.3.1	Análise de Sensibilidade dos Parâmetros.....	46
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4.1	Análise de sensibilidade dos parâmetros.....	47
4.2	Calibração das vazões	49
4.3	Ajustes de Fósforo Total.....	53
5	CONCLUSÃO	56
6	RECOMENDAÇÕES.....	57
	REFERÊNCIAS	58
	APÊNDICE A – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS	71

1 INTRODUÇÃO

Os recursos naturais são essenciais e insubstituíveis em diversas atividades humanas, além de serem responsáveis por manter o equilíbrio do meio ambiente. A demanda por esses recursos tem aumentado consideravelmente para produção de alimentos e abastecimento, devido ao crescimento populacional nas últimas décadas (ANA, 2021).

A disponibilidade de água de forma quantitativa e qualitativa é crucial para o estabelecimento dos seres humanos e a criação de comunidades próximas a corpos hídricos (TUNDISI, 1992). Os problemas associados à quantidade estão relacionados à escassez ou abundância, que resultam em enchentes. No âmbito da qualidade, pode-se citar a poluição dos rios, a destruição dos ecossistemas aquáticos e, conseqüentemente, os efeitos na saúde humana (BRANCO, 1986). Além disso, o país enfrenta problemas quanto à má distribuição hídrica e eutrofização dos corpos d'água. Com o crescimento populacional acelerado, a formação de aglomerados urbanos e o aumento da produção nos setores industriais e agrícolas, tem-se o aumento da descarga de poluentes em corpos d'água, especialmente de matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo, tornando-os cada vez mais eutrofizados. Este fenômeno favorece a proliferação excessiva de cianobactérias potencialmente tóxicas em reservatórios utilizados para abastecimento público. Estes eventos têm sido cada vez mais frequentes, causando profundos impactos sociais, econômicos e ambientais (TUNDISI, 2008; DI BERNARDO et al., 2010).

Em função da eutrofização, muitos reservatórios e lagos no mundo já perderam sua capacidade de abastecimento de populações, de manutenção da vida aquática e de recreação. Com o objetivo de contribuir sobre o conhecimento da qualidade da água e alerta de possíveis riscos à saúde pública em reservatórios de Pernambuco, esse trabalho teve como foco o reservatório de Carpina, utilizado para abastecimento público e contenção de volume na bacia do rio Capibaribe (COMPESA, 2008).

Com base nesse contexto, é necessário compreender os fenômenos em uma bacia hidrográfica e os processos que controlam tanto o movimento da água, bem como as conseqüências geradas a partir de alterações do uso do solo sobre a

quantidade e qualidade da água (MARINHO FILHO et al., 2012). Essa necessidade fez surgir variados estudos na esfera da modelagem hidrológica, a qual, aplicada à gestão hídrica, torna-se uma relevante ferramenta de representação e análise simplificada do ciclo hidrológico real (FAN; RAMOS; COLLISCHONN, 2015; ALMEIDA; SERRA, 2016).

A simulação hidrológica permite desenvolver modelos que auxiliam na tomada de decisão dos agentes responsáveis por ações voltadas para o planejamento e desenvolvimento da gestão ambiental na bacia (Tucci, 1993; Viana et al., 2018; Uliana et al., 2019; Miguel; Rennó, 2020). Essas simulações podem ser extremamente úteis para o planejamento de ações, visando a melhoria ambiental e o atendimento aos requisitos legais, como também relacionar cenários às respostas do sistema, permitindo identificar diretrizes mais adequadas de ação para atingir os objetivos futuros (VON SPERLING, 2014).

A modelagem consiste basicamente na parametrização de um modelo voltado para a simulação de processos que ocorrem nas bacias. Atualmente existem uma variedade de modelos hidrológicos que são aplicados para simulação e previsão de diversos cenários e sistemas hídricos baseados principalmente em estruturas conceituais ou físicas, discretizados desde níveis de sub-bacias, regiões hidrologicamente homogêneas até células associadas a características topográficas, principalmente. Dentre esses modelos, destaca-se o SWAT (Soil and Water Assessment Tool). O modelo foi projetado para simular o impacto de alterações do uso e manejo do solo em bacias hidrográficas agrícolas não instrumentadas no tocante à quantidade e qualidade da água e produção de sedimentos (SRINIVASAN & ARNOLD, 1994). A aplicabilidade do SWAT permite que os resultados simulados sejam ajustados em relação aos dados observados (calibração), através da alteração dos valores dos parâmetros das equações, propiciando a análise da variabilidade do processo de forma segmentada.

Com base nesse contexto, o presente trabalho visa contribuir com a tomada de decisão e apoiar no direcionamento da gestão de recursos hídricos do estado de Pernambuco, no âmbito de qualidade de água na bacia do rio Capibaribe, especialmente no reservatório de Carpina.

1.1 Objetivo

O objetivo geral do respectivo trabalho é listado na sequência, assim como os objetivos específicos.

1.1.1 *Objetivo geral*

A presente pesquisa foi realizada para avaliar a qualidade de água através da quantidade de fósforo total disposta no reservatório de Carpina.

1.1.2 *Objetivos específicos*

Como objetivos específicos, a presente pesquisa persegue os seguintes pontos:

- Calibrar a variável vazão para o município de Limoeiro e Paudalho;
- Identificar os parâmetros que influenciam na variável de fósforo total;
- Realizar a análise de sensibilidade dos parâmetros escolhidos;
- Realizar o ajuste dos parâmetros para melhor representação dos dados observados de fósforo total no reservatório de Carpina;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Ciclo Hidrológico

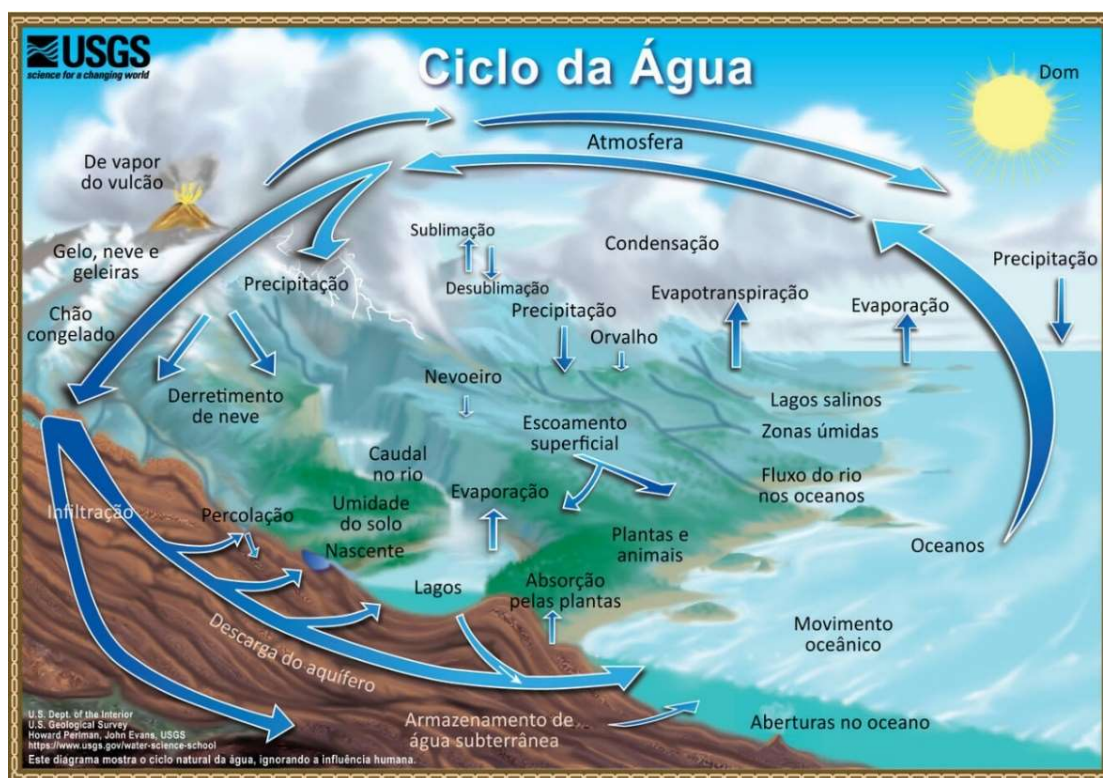
A quantidade total de água existente na Terra, nas suas três formas, sólida, líquida e gasosa, tem se mantido constante desde o surgimento do Homem. Na fase líquida e sólida, a água cobre mais de 2/3 da superfície terrestre, enquanto a fase gasosa é constituinte variável da atmosfera, podendo ocupar até 4% de todo seu volume (CAMARGO, 2005).

O ciclo hidrológico é o fenômeno global de circulação fechada da água entre a superfície terrestre e a atmosfera, impulsionado principalmente pela energia solar associada à gravidade e à rotação terrestre (TUCCI, 2009). Também pode ser definido como “as relações entre as diversas formas do comportamento da água em um ciclo fechado” (BIGARELLA E SUGUIO, 1990), mas que não é caracterizada por uma simples sequência de processos, mas um conjunto de etapas que representam vários caminhos pelo qual a água circula na natureza (LOPES, 2007).

Machado & Pacheco (2010) conceituam o ciclo hidrológico como um mecanismo natural das funcionalidades da terra, a qual é o elemento constituidor da hidrosfera, distribuído em três reservatórios principais: oceanos, continentes e atmosfera. A integração entre estes se dá por meio de uma circulação de água contínua que é responsável pela renovação da água no planeta. Sendo assim, esse movimento contínuo e dinâmico que transporta água de um lugar para outro é mantido pela energia solar e pela gravidade, por meio de diversos processos, como evaporação, transpiração, sublimação, condensação, precipitação, infiltração, escoamento superficial etc.

O ciclo hidrológico é o tema principal da hidrologia e envolve diversos processos e fatores que têm influência sobre as bacias hidrográficas. Em especial, o papel da vegetação, e de que maneira ela interfere na dinâmica das bacias hidrográficas e qual é a sua importância para a manutenção destas (KOBAYAMA, 1999). Em síntese, o ciclo hidrológico pode ser observado conforme Figura 1.

Figura 1 - Esquema que ilustra o ciclo da água.



A insolação é o fator que impulsiona o ciclo hidrológico, originando a força dos ventos, que têm o papel de conduzir vapor d'água para os continentes, e a força da gravidade responsável pelos fenômenos da precipitação, da infiltração e do deslocamento das massas de água. Os principais componentes do ciclo hidrológico são a evapotranspiração, a precipitação, a interceptação, a infiltração e a drenagem (TUNDISI, 2003).

Para compreender esse sistema, é possível caracterizá-lo com seu início a partir da evaporação da água dos oceanos, em que o aquecimento da Terra pelos raios solares possibilita que a água se transforme em vapor atmosférico. Como resultado do movimento das massas de ar, o vapor resultante é carregado e, em certas condições, é condensado, formando nuvens que podem resultar em precipitação. A precipitação é dispersa de diferentes formas sob a terra. A maioria desse volume precipitado fica, por um período, retido no solo próximo de onde ocorreu a precipitação e finalmente retorna à atmosfera por evaporação e transpiração das plantas. Parte da água restante escoar sobre a superfície do solo (escoamento superficial) ou através do solo para os rios (escoamento

subsuperficial), enquanto parte atinge profundamente no solo, suprimindo o lençol d'água subterrâneo (VILLELA e MATTOS, 1975). Este ciclo apresentado ocorre em condições naturais, mas sabe-se que ações antrópicas em alguns estágios do ciclo podem alterá-lo profundamente.

2.2 Fontes e Formas de Fósforo

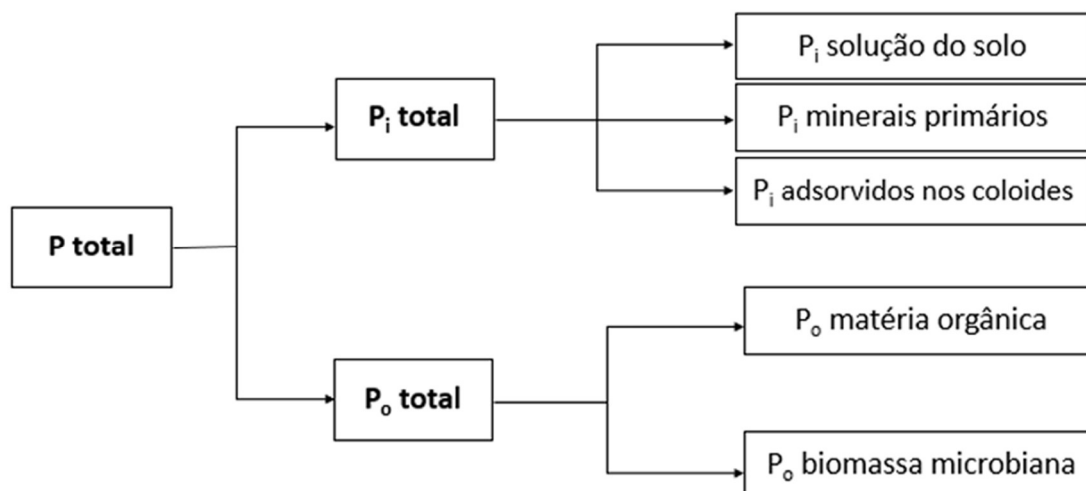
Para a compreensão desse trabalho, faz-se necessário compreender a origem desse nutriente. O fósforo é essencial à vida. Em termos de qualidade da água, o fósforo encontra-se usualmente em baixa disponibilidade comparado aos outros macronutrientes. Segundo Chapra (1997), a escassez do fósforo é devida a fatores como pouca solubilidade de minerais fosfatados, reduzindo sua abundância da crosta terrestre, a sua não existência na forma gasosa e sua tendência a se unir a partículas finamente granuladas, em que sua sedimentação auxilia na remoção do fósforo da água, transportando-o para o fundo.

Mesmo com o fato de o fósforo ser um nutriente naturalmente escasso, várias atividades humanas conduzem ao aporte de fósforo nas águas naturais. Fatores como a drenagem pluvial de áreas agrícolas (uso de fertilizantes) e, principalmente, urbanas (produtos químicos que contêm fósforo), além de cargas veiculadas pelos esgotos, contribuem para uma elevação dos teores de fósforo no meio aquático.

Para entender a sua dinâmica, serão apresentadas as formas do fósforo no solo e no meio aquático.

Inicialmente, o fósforo do solo é dividido em dois grandes grupos, fósforo inorgânico (Pi) e fósforo orgânico (Po), que apresentam diferentes graus de disponibilidade para as plantas (Hedley et al., 1982; Bowman, 1989). O grupo do Pi compreende ao íon fosfato na solução do solo, fosfatos minerais e na forma adsorvida ou precipitadas a compostos inorgânicos. Na sua forma orgânica, o fósforo pode ser encontrado na biomassa microbiana ou adsorvido aos resíduos orgânicos e matéria orgânica do solo (Gatiboni et al., 2013). A Figura 2 ilustra o fracionamento do fósforo total no solo.

Figura 2 - Fracionamento do P total do solo segundo composto que contém fosfato. P: fósforo, P_i : fósforo inorgânico, P_o : fósforo orgânico



Fonte: (Gatiboni et al., 2013).

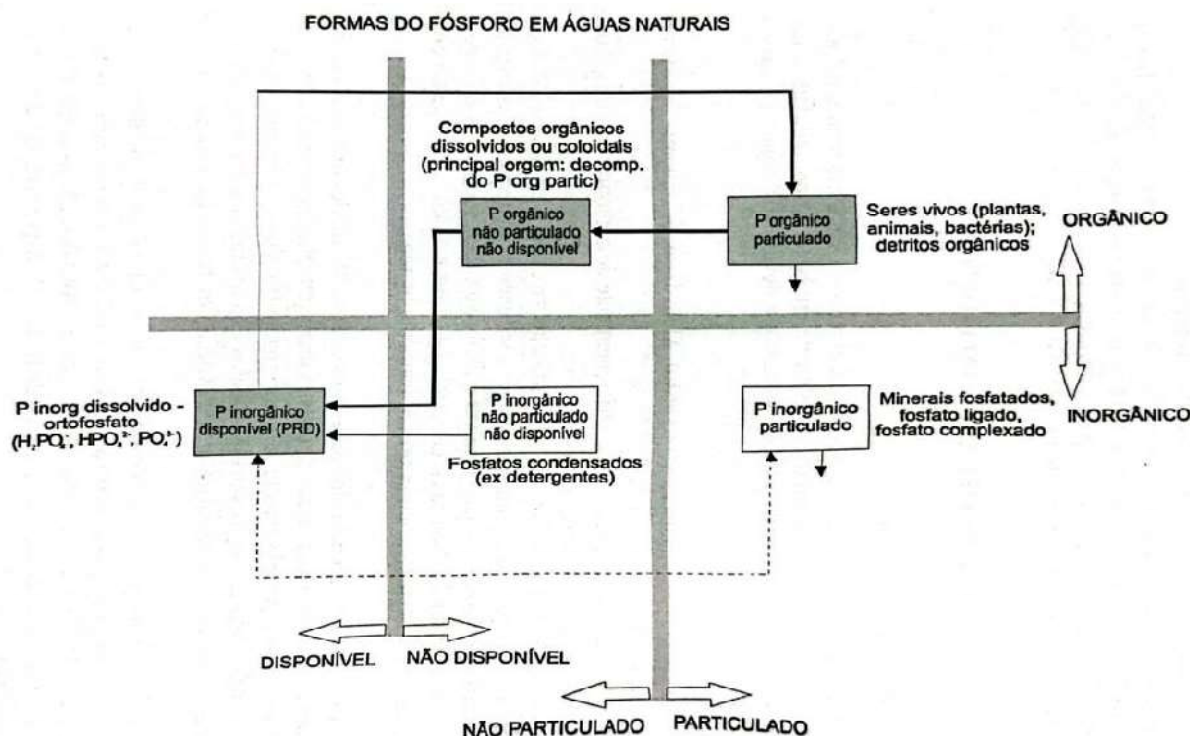
O fósforo orgânico é oriundo dos resíduos vegetais adicionados ao solo, do tecido microbiano e dos produtos de sua decomposição (RHEINHEIMER et al., 2000; CONTE et al., 2002 e 2003; MARTINAZZO et al., 2007). Pode constituir de 5 a 80% do fósforo total do solo e, nos solos tropicais, é fonte de fósforo para as plantas e deve ser considerado em estudos que envolvem a sua dinâmica e biodisponibilidade (RHEINHEIMER & ANGHINONI, 2003).

A fração inorgânica do fósforo pode ser encontrada em minerais primários fosfatados como o grupo das apatitas, strengtitas e variscitas. Além desses, também podem ser identificados em minerais como fosfato dicálcico dihidratado, fosfato octacálcico, fluorapatita e hidroxiapatita. A presença da fração inorgânica do fósforo nos minerais citados ocorre devido às estabilidades desses dependerem do pH do solo, de forma que em pH baixo (menor que 5,0) há ocorrência nos minerais que contém Fe e Al, enquanto em pH maior que 5,0 ocorre preferencialmente naqueles com Ca (Parfitt, 1978; Fixen & Ludwick, 1982). Além disso, o fósforo inorgânico adsorvido ou precipitado à fração mineral do solo pode ocorrer em todos os minerais no solo, devido à facilidade do fosfato em formar complexos com alta energia de ligação. Dessa forma, o fósforo inorgânico pode ser encontrado no solo ligado ao Fe, Al e Ca, dentre outros (Parfitt, 1978).

As diferentes formas do fósforo nas águas naturais podem ser observadas conforme apresentado na Figura 3 (Chapra, 1997). São consideradas as formas

orgânico/inorgânico, particulado/não particulado (solúvel) e disponível/não disponível.

Figura 3 - Formas do fósforo em águas naturais



Fonte: adaptado de Chapra (1997)

- **Fósforo Solúvel Reativo**

Podendo também ser chamado de fósforo solúvel inorgânico ou ortofosfato, é a forma diretamente disponível para as plantas e algas. Compreende as espécies $H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} e PO_4^{3-} .

- **Fósforo Orgânico Particulado**

Composto em sua maioria de organismos vivos (plantas, animais, algas, bactérias), bem como detritos orgânicos.

- **Fósforo Orgânico Não Particulado**

Compreende compostos orgânicos dissolvidos ou coloidais que contêm fósforo. A principal origem é a decomposição do fósforo orgânico particulado. Não é diretamente disponível para os organismos aquáticos.

- **Fósforo Inorgânico Particulado**

Compreende minerais fosfatados, ortofosfato adsorvido (em argilas, por exemplo) e fosfato complexado em sólidos (como exemplo, precipitados de carbonato de cálcio e hidróxidos de ferro).

Os esgotos domésticos representam a principal fonte pontual de fósforo em corpos hídricos, em que o fósforo se encontra na forma de fosfatos, com origem principal nos detergentes e outros produtos químicos doméstico. Além disso, também é apresentado ligado a compostos orgânicos, de origem fisiológica (IAWQ,1995).

2.3 Modelos hidrológicos e de qualidade de água

Um modelo é definido como uma representação simplificada da realidade. É um processo em que é possível unir as premissas de uma ou mais teoria e aplicá-las para reproduzir uma circunstância real. O conceito do processo de modelagem tem como origem a representação de um sistema físico por meio de equações, isto é, a representação de um sistema que, em um dado intervalo de tempo, inter-relaciona-se com uma entrada, causa ou estímulo de energia ou informação, e uma saída, efeito ou resposta de energia ou informação (Tucci, 1986).

A modelagem é uma ferramenta utilizada para auxiliar no entendimento dos processos complexos do mundo real por meio de operações lógicas computacionais ou através da aplicação de conjuntos de equações simultâneas (WHEATER; SOROOSHIAN; SHARMA, 2007).

Neste item, serão abordados os principais aspectos das modelagens hidrológica e de qualidade da água, para a melhor compreensão do trabalho realizado.

2.3.1 Modelagem Hidrológica

Um sistema como a bacia hidrográfica, é resultado de diversos processos que ocorrem na natureza, devendo o homem se adaptar aos seus condicionantes, compreendendo o comportamento da bacia a partir de diferentes ações como precipitações extremas, alterações do uso do solo, estiagens, entre outras, para assim poder utilizar dos seus recursos (TUCCI, 2005). A modelagem hidrológica é uma grande aliada para entender o funcionamento da hidrologia em bacias hidrográficas. A história da modelagem hidrológica se estende desde o Método Racional até modelos distribuídos e que representam a física dos processos hidrológicos de forma satisfatória (TODINI, 2007).

Modelos computacionais têm sido usados para simular o comportamento de sistemas hídricos desde os anos 1960. Modelos capazes de simular a qualidade e a quantidade da água da chuva apareceram na década de 1970, e foram desenvolvidos principalmente por agências do governo dos EUA, como a Agência de Proteção Ambiental – USEPA. A partir de então, foram desenvolvidos uma série de modelos de simulação de bacias hidrográficas urbanas, que incluem desde modelos conceituais muito simples a modelos hidráulicos complexos (Zoppou, 2001).

Muitos modelos foram criados como resultado da heterogeneidade dos processos que ocorrem nas bacias hidrográficas. Essas variações apresentam diferenças em relação aos dados utilizados, discretização, a prioridade dada à representação dos processos e os objetivos a serem alcançados (TUCCI, 1998).

De acordo com Tucci (1998) os modelos podem ser assim classificados:

- **Concentrado:** o modelo é dito concentrado quando não leva em consideração a variabilidade espacial da bacia;
- **Distribuído:** o modelo é considerado distribuído quando suas variáveis e parâmetros dependem do espaço e/ou tempo;
- **Estocástico:** quando a chance de ocorrência das variáveis for levada em consideração, e o conceito de probabilidade é introduzido na formulação do modelo, o processo e o modelo são ditos estocásticos (TUCCI, 1987);
- **Determinístico:** quando para uma mesma entrada, o modelo produz uma mesma saída (com condições iniciais iguais) o modelo é classificado como determinístico (TUCCI, 1987);
- **Conceitual:** os modelos são ditos conceituais quando levam em consideração os conceitos físicos relacionados aos processos hidrológicos;
- **Empírico:** os modelos empíricos são aqueles que utilizam funções que não tenham relação com os processos físicos envolvidos e são baseados em análises estatísticas, como métodos de correlação e análise de regressão.

As aplicações de modelos hidrológicos são realizadas, por exemplo, com foco na análise de consistência e preenchimento de falhas, na previsão de vazões por modelos chuva-vazão, simulação da qualidade da água em rios e reservatórios e determinação da operação de sistemas de reservatórios (Almeida e Serra, 2017).

Nesse sentido, Boitrigo et al (2023) aplicaram o modelo HEC-HMS para simulação do escoamento superficial na bacia hidrográfica do rio Vieiras), considerando os dados físicos da bacia hidrográfica obtidos por meio de Sistema de Informação Geográfica (SIG). Dessa forma, obtiveram uma vazão de pico no exutório da bacia estudada de 1.447,6 m³/s. Por estar inserida no município de Montes Claros e ter seu curso principal percorrendo a zona urbana do município,

essa bacia requer um manejo ambiental criterioso, principalmente em porção de terra situado a oeste e na zona urbana, a fim de que sejam evitadas enchentes.

Prakash et al (2024) realizaram uma análise comparativa entre os modelos HEC-HMS e SWAT para simulação de vazão em uma região sub-úmida tropical na Índia, obtendo proficiência na simulação de altas vazões em ambos os programas dentro da área de estudo.

Ningrum et al (2024) compararam a performance dos modelos HBV e HEC-HMS para estimar a vazão gerada na bacia do alto Citarum na Indonésia, com uma performance resultante do HBV superior à apresentada pelo HEC-HMS.

Swilla et al (2024) utilizaram o modelo hidrológico SWMM para calibrar e verificar a estimativa do escoamento superficial na bacia com falta de dados medidos do rio Kinyerezi na Tanzânia. Para esse trabalho, a modelagem foi efetiva na simulação da vazão, podendo ser utilizado para adequação e avaliação de sistemas de drenagem para mitigação de inundações.

Prajapati et al (2023) avaliaram a disponibilidade das águas subterrâneas em uma bacia com escassez de dados no Nepal, usando o SWAT. Aproximadamente, 30% da perda de água no sistema é devido à evapotranspiração, 18% ao escoamento e 30% ao escoamento lateral. Essa informação contribui com o planejamento dos órgãos gestores da região visando o apoio na gestão dos recursos hídricos.

Já no Brasil, Paiva et al (2024) realizaram a validação do modelo Hidrológico MGB-IPH para simulação de vazão nas bacias do rio Piracicaba e Piranga em Minas Gerais. O modelo apresentou um desempenho satisfatório em sua capacidade de simular o comportamento hidrológico das bacias hidrográficas dos rios Piracicaba e Piranga, apesar de suas limitações e da falta de dados de entrada, tornando-o uma ferramenta aplicável em contextos locais.

Lima et al (2024) utilizaram o modelo SMAP para estimar a vazão mensal gerada na bacia do rio Piauitinga em Sergipe. O modelo apresentou bom desempenho para a bacia hidrográfica estudada, tornando viável utilizar as séries sintéticas geradas para preencher possíveis lacunas na série histórica de fluxos mensais médios.

O SWAT foi utilizado por Ferraz et al (2024) para avaliar os impactos na vazão gerados a partir das alterações de clima e uso do solo em uma bacia no

cerrado brasileiro. Os resultados deste estudo mostram que é necessário considerar as implicações das mudanças climáticas e do uso da terra para a tomada de decisões, fornecendo informações para orientar a gestão futura dos recursos hídricos em uma região de intensa atividade agrícola e com conflitos sobre o uso da água.

Lins et al (2024) também utilizaram o SWAT para avaliar a umidade do solo e a dinâmica dos processos hidrológicos sob alterações de uso do solo e de clima, em uma bacia experimental no semiárido brasileiro. Para esse estudo, o modelo SWAT representou adequadamente a evapotranspiração. O desempenho do modelo para validação usando dados de evapotranspiração foi superior em comparação às estratégias de calibração utilizando apenas dados de vazão e umidade do solo. Sob os cenários de mudanças climáticas (CC), a restauração da vegetação natural compensaria as reduções na disponibilidade de água.

2.3.2 Modelagem de Qualidade de Água

A primeira aplicação de modelos de qualidade de água em rios foi feita em 1925 através do modelo *Streeter-Phelps* consistido em um sistema de equações que envolve duas espécies, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD), e é resolvido analiticamente (STREETER et al., 1925). A partir desse modelo e considerando o crescimento das questões que envolvem a poluição nos ambientes aquáticos e ao avanço computacional, os modelos de qualidade de água passaram por evoluções significativas (ORLOB, 1983, DAHL et al., 2001).

No ano de 1976 teve-se uma evolução nos modelos de qualidade de água, através da apresentação dos modelos CEQUAL-W2, QUAL2E, QUAL-SEMOG, HSPF e MIKE 11 (REIS, 2009). Com essa evolução, os modelos passaram a descrever de forma abrangente os ciclos do nitrogênio, fósforo e carbono, envolvendo diversas variáveis de estado.

Para uma melhor compreensão, a Figura 4 traz a evolução dos modelos matemáticos de qualidade da água a partir do modelo clássico de Streeter-Phelps.

Figura 4 - Evolução dos modelos de qualidade de água.



Fonte: Adaptado de Romeiro (2003)

Dentre os modelos de qualidade da água existentes, o modelo QUAL2E, desenvolvido e lançado pela USEPA (United States Environmental Protection Agency) no ano de 1985 é um dos mais citados na literatura, devido a sua elevada popularidade e aplicabilidade (SONG; KIM, 2009).

Há ainda outra classe de modelos, os modelos de ecossistemas, que representam sólidos em suspensão, vários grupos de algas, zooplâncton, invertebrados, plantas e peixes (SPERLING, 2007).

Esse trabalho teve como foco o modelo SWAT, que integra modelagem hidrológica e modelagem de qualidade de água dos rios. Serão detalhadas as características do modelo e suas aplicações para o estudo de quantidade e qualidade de água.

2.4 Soil and Water Assessment Tool (SWAT)

O modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) foi desenvolvido pelo Agricultural Research Service e pela Texas A&M University em 1996. O SWAT simula os processos de forma sequencial dentro do sistema físico, num intervalo de tempo, e fornece séries temporais de saída do modelo. É um modelo computacional gratuito de código fonte aberto e foi inicialmente desenvolvido para prognosticar o impacto das práticas agrícolas nos recursos hídricos, na produção de sedimentos e no ciclo de nutrientes entre os processos em bacias hidrográficas complexas de pequena a grande escala, levando em consideração diversos tipos de solo, uso e cobertura da terra e mudanças climáticas após um longo período. (ARNOLD et al., 1998; GASSMAN et al., 2007; NEITSCH et al., 2011; ARNOLD et al. 2012a, 2012b).

O SWAT tem como principais componentes o clima, a hidrologia (escoamento superficial, percolação, interceptação, infiltração, escoamento subsuperficial, escoamento de base e evapotranspiração), a temperatura do solo, o crescimento de plantas, nutrientes, pesticidas, bactérias e patógenos, e manejo do solo. O modelo hidrológico é baseado na equação do balanço hídrico (Arnold et al., 1998), conforme Figura 5:

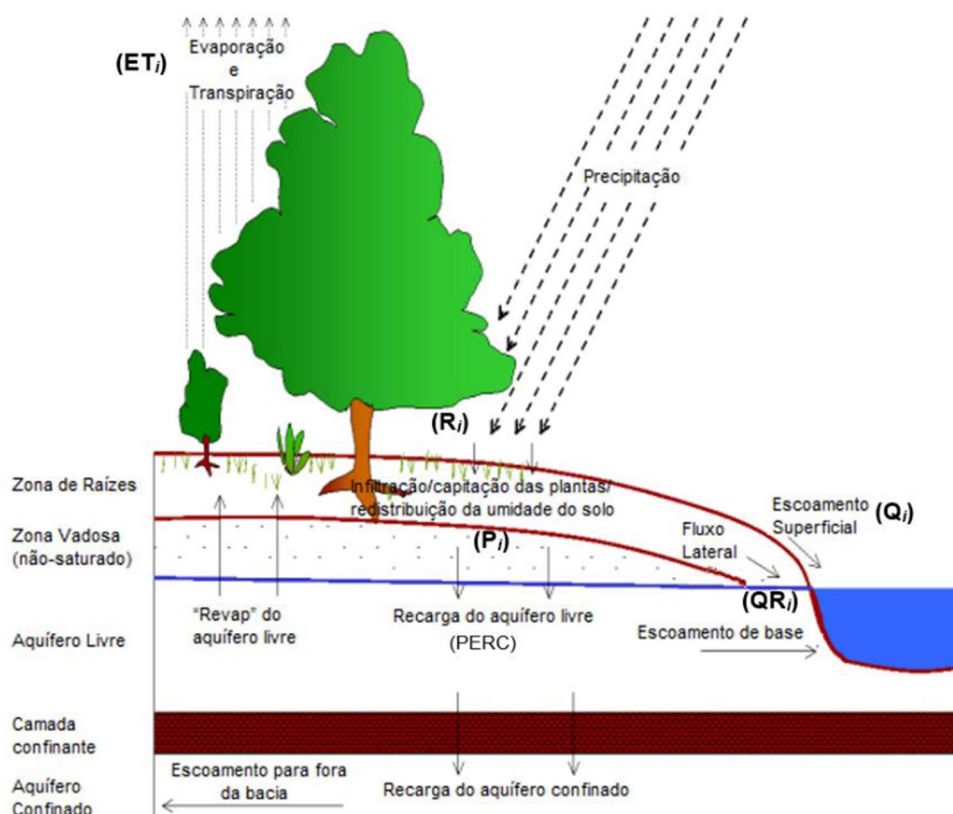
Figura 5 - Equação Balanço Hídrico SWAT

$$SW_i = SW + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i)$$

Onde: SW_i é a quantidade final de água no solo (mm), SW é a umidade inicial do solo no dia i (mm), t é o tempo (dias), R_i é a quantidade de água que entra na zona de evapotranspiração no dia i (mm), Q_i é a quantidade de escoamento

superficial no dia i (mm), ET_i é a quantidade de evapotranspiração no dia i (mm), P_i é a quantidade de água que entra na zona de aeração do perfil do solo (percolação) no dia i (mm), e Q_{Ri} é a quantidade de retorno do fluxo no dia i (mm). A Figura 6 ilustra o esquema dos processos hidrológicos que compõem o modelo SWAT.

Figura 6 - Desenho esquemático dos processos hidrológicos que compõem o modelo SWAT



Fonte: Adaptado de NEITSCH (2012)

A discretização espacial da área utilizada na modelagem é dada pela segmentação da bacia em sub-bacias. Essas são, ainda, subdivididas em Unidades de Resposta Hidrológicas (URH), que representam parcelas de áreas com características homogêneas de uso, ocupação e tipo do solo e topografia. Essa delimitação aumenta ao nível de detalhe e precisão nos resultados gerados para cada sub-bacia. Esse procedimento fornece melhor descrição física do balanço hídrico na bacia devido à distinção de ambientes com comportamento hidrológico homogêneo em relação ao conjunto de características fisiográficas das unidades (ARNOLD et al., 2012a; GASSMAN et al., 2007; SILVA, 2013).

A simulação hidrológica do modelo é decomposta entre fase terrestre e fase de canal alocada dentro de cada HRU. A fase terrestre é subdividida em sete módulos: clima, hidrologia, cobertura vegetal/crescimento de plantas, erosão, nutrientes, pesticidas e práticas de manejo. A fase de canal é subdividida em propagação de onda e qualidade da água. A fase terrestre do SWAT compreende a determinação do balanço hídrico da bacia, onde o armazenamento de água no solo para determinado momento leva em conta a condição inicial antecedente somado à precipitação, escoamento superficial, evapotranspiração, infiltração e recarga de aquífero.

O SWAT necessita de informações específicas sobre o clima, propriedades do solo, topografia, vegetação e práticas de manejo da terra aplicadas a cada área de estudo. O processo físico associado às mudanças nos corpos hídricos, mudanças na geração dos sedimentos, crescimento de culturas e ciclos de nutrientes são diretamente modelados pelo SWAT, a partir dos dados de entrada citados. Uma das vantagens dessa abordagem de dados é que bacias sem dados de monitoramento podem ser modeladas. Além disso, os impactos relativos aos alternativos dados de entrada na qualidade hídrica também podem ser quantificados (NEITSCH et al., 2011).

Das aplicações da ferramenta, podemos citar o estudo de Liu et al (2024), que utilizaram a ferramenta SWAT para avaliar os efeitos das mudanças de uso e cobertura do solo no escoamento superficial na bacia de Danjiang River, na China. Já Zhao et al (2024), realizaram uma análise abrangente da ferramenta SWAT voltada para serviços ecossistêmicos.

Ait M'Barek et al (2022) utilizaram a ferramenta para avaliar o efeito da resolução dos dados de uso e cobertura do solo no modelo hidrológico e na erosão na bacia de El Grou em Marrocos. Mamoon et al (2023) avaliaram o impacto das mudanças climáticas no escoamento na bacia hidrográfica de Meghna, em Bangladesh. O estudo foi realizado com o SWAT e os cenários climáticos CMIP6.

Já no Brasil, Almeida et al (2023) realizaram uma abordagem customizada da modelagem eco-hidrológica do SWAT para o Rio das Velhas, envolvendo a gestão dos recursos hídricos em bacias tropicais complexas. Dos Santos et al (2023) utilizaram o SWAT para identificar áreas propensas à erosão e estimar a perda do solo e transporte de sedimentos na bacia Mogi Guaçu em São Paulo.

Chen et al (2023) analisaram a aplicabilidade dos modelos SWAT e SMAP (soil moisture accounting procedure) na simulação do evento extremo de inundação que ocorreu nas regiões montanhosas do Rio de Janeiro em 2021.

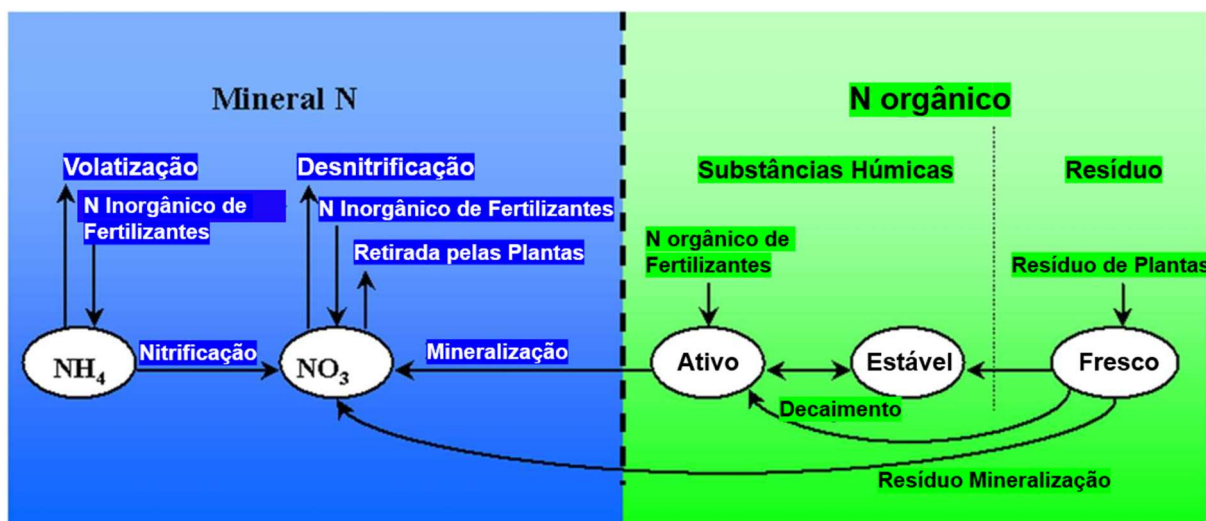
Dos Santos et al (2020) utilizaram o SWAT e o modelo GWDL (Generalized Watershed Loading Function) para comparar os resultados gerados por cada um ao estimar vazão, produção de sedimentos e as cargas de nutrientes para as bacias de Atibaia e Jacaré-Guaçu em São Paulo.

Com a finalidade de direcionar o conteúdo da revisão bibliográfica para os principais objetivos do trabalho, será apresentado a seguir as aplicações do SWAT para o estudo da qualidade da água.

2.4.1 Aplicações do modelo SWAT para qualidade de água

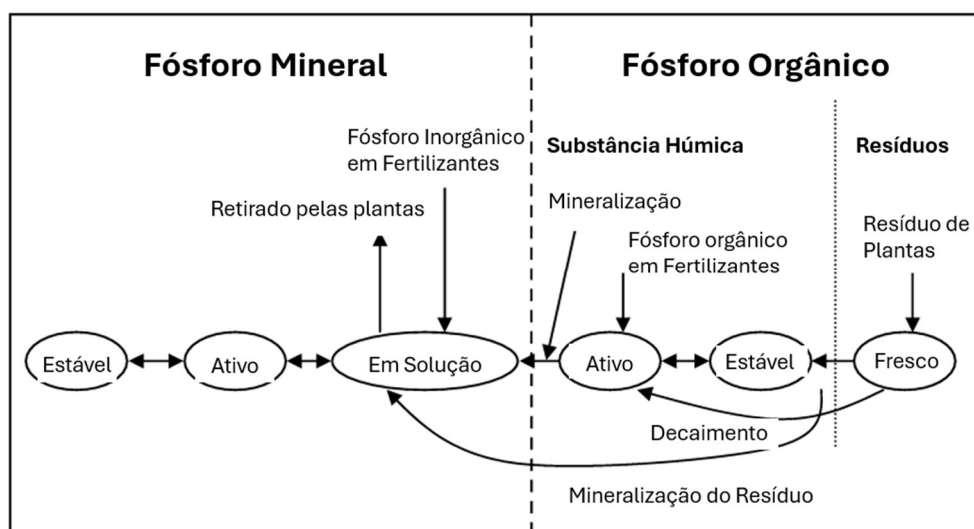
Como já mencionado anteriormente, diferentes técnicas de modelagem têm sido desenvolvidas para melhorar a acurácia da simulação dos parâmetros de qualidade de água. O SWAT rastreia a movimentação e transformação de várias formas de nitrogênio e fósforo na bacia hidrográfica. No solo, a transformação desses nutrientes é dada conforme Figura 7 e Figura 8. Os nutrientes podem ser introduzidos no canal principal transportados através do escoamento superficial e subterrâneo (NEITSCH et al., 2009).

Figura 7 - Ciclo do Nitrogênio no solo considerado no SWAT.



Fonte: NEITSCH (2012)

Figura 8 - Ciclo do fósforo no solo considerado pelo SWAT.



Fonte: NEITSCH (2012)

Diferentes processos de transporte e interação do fósforo no solo são estimados pelo SWAT. Entre eles podemos citar a quantidade de fósforo solúvel que é transportada através do escoamento, o fósforo presente no sedimento transportado e a quantidade de fósforo utilizada pela planta (NEITSCH et al., 2009). Para a propagação do nutriente no corpo hídrico, a cinética do rio utilizada no SWAT é adaptada do QUAL2E (Brown e Barnwell, 1987). O modelo rastreia nutriente

dissolvidos no curso da água e nutrientes adsorvidos ao sedimento. Os nutrientes dissolvidos são transportados com a água enquanto aqueles adsorvidos aos sedimentos podem ser depositados com o sedimento no leito do canal (NEITSCH et al., 2009).

Em reservatórios, um modelo simples para o equilíbrio de massa de fósforo e nitrogênio foi tirado de Chapra (1997). O modelo assume que o lago é completamente misturado, o fósforo é o nutriente que limita e o fósforo total é uma medida da condição trófica do lado. O primeiro pressuposto é geralmente válido quando as fontes não pontuais dominam e o terceiro sugere que existe uma relação entre a biomassa e o fósforo total. A equação de equilíbrio de massa do fósforo inclui concentração no lago, a carga de nutriente que entra no corpo hídrico, a vazão de saída do reservatório e a velocidade de decaimento (NEITSCH et al., 2009).

Com base no que foi descrito, Fang et al (2024) realizaram uma interação do modelo SWAT com uma análise estatística multivariável do uso e cobertura do solo para identificar fatores determinantes, potenciais limiares e áreas fontes críticas (CSAs) para melhorar a qualidade da água na bacia hidrográfica Choctawhatchee, no sul do Alabama e noroeste da Flórida. Germeç e Ürker (2023) desenvolveram um modelo 2D de água superficial utilizando o Soil and Water Assessment Tool (SWAT) para simular o ecossistema lótico e apresentar a qualidade da água na Bacia Tatlıçay, além de propor soluções para melhorar a saúde ambiental no centro provincial de Cankiri, na Turquia. Nepal et al (2023) avaliaram as respostas hidrológicas e de qualidade da água à dinâmica de mudança do uso e ocupação do solo em escala de bacia hidrográfica em Mississippi, avaliando variáveis como escoamento, produção de sedimentos, nitrogênio e fósforo total. Nguyen et al (2023) avaliaram a mudança na qualidade e quantidade de água na região alta da bacia do reservatório de Thac Ba sob impactos de futuros cenários de uso do solo, com a ferramenta SWAT.

Para as aplicações da ferramenta com foco em qualidade de água no Brasil, o volume de estudos é reduzido. Dentre eles podemos citar o trabalho desenvolvido por Mello et al (2017), que avaliaram a restauração da zona ripária para proteção da

qualidade de água em bacias hidrográficas agrícolas tropicais do rio Sarapuí no Brasil. Além desse, Silveira et al (2023) avaliaram a qualidade de água no reservatório Nilo Coelho em Pernambuco utilizando o sistema de unidades de respostas hidrológicas para Pernambuco, que tem como base de cálculo a ferramenta SWAT. Esse sistema será detalhado a seguir.

2.4.1 Sistema de Unidades de Respostas Hidrológicas para Pernambuco (SUPer)

O Sistema de Unidades de resposta hidrológica para Pernambuco (SUPer) é um sistema de modelagem hidrológica e de qualidade de água que tem como mecanismo base a Ferramenta de Avaliação do solo e da Água -Soil and Water Assessment Tool (SWAT). O SUPer proporciona uma interface interativa na web que incluem mapas, dados de entrada pré-carregados, resultados através de tabelas, gráficos e dados de saída. Além disso, também dispõe de guia do usuário e projetos de modelagem com desenvolvimento, execução e armazenamento online para os usuários (Galvêncio, 2021).

O sistema foi criado com o propósito de reunir a aplicação da ferramenta SWAT em um único ambiente que englobasse as bacias hidrográficas do estado de Pernambuco, tornando possível o entendimento, aplicação e uso por parte dos órgãos gestores da dinâmica dos processos hidrológicos que ocorrem no estado sob diferentes cenários de uso do solo e condições climáticas (Farias et al, 2023).

Para que isso se tornasse possível, foi necessário um amplo alcance de bacias calibradas, cobrindo as características hidrológicas de todo o estado de Pernambuco, incluindo informações físicas do ambiente, como relevo e uso da água na escala de bacias hidrográficas (Farias et al, 2023).

O SUPer reúne a modelagem das bacias Brígida, Pajeú, Goiana, Capibaribe, Sirinhaém, Una e Mundaú. A maioria dessas bacias estão localizadas inteiramente dentro dos limites estaduais, exceto as bacias dos rios Una e Mundaú, essas têm parte da sua área de drenagem no estado de alagoas (Farias et al, 2023).

Como já mencionado, o SUPer tem como base o uso da ferramenta SWAT (Soil and Water Assessment Tool) que é um modelo de parâmetros distribuídos espacialmente e contínuo em um intervalo de tempo, que simula fenômenos físicos do ciclo hidrológico existentes em uma bacia hidrográfica associados ao uso do solo,

como escoamento superficial e subterrâneo, produção de sedimentos e qualidade da água (SRINIVASAN; ARNOLD, 1994).

O modelo foi desenvolvido para auxiliar na análise e avaliação de impactos gerados nos solos e nos corpos hídricos, devido às diferentes práticas de manejo da terra em bacias hidrográficas com diferentes características de tipo de solo, uso do solo e condições de manejo, ao longo de diversos anos (NEITSCH et al., 2011).

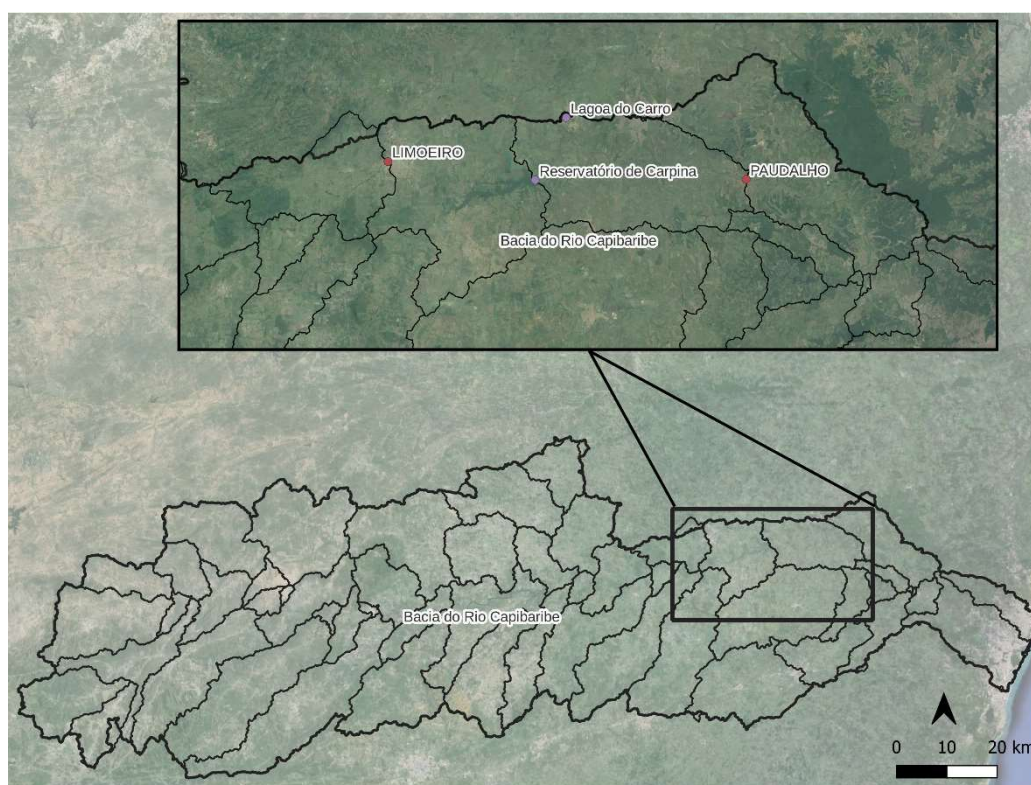
3 METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada com a aplicação dos métodos e ferramentas descritos neste capítulo. Os procedimentos adotados foram absorvidos através da análise de trabalhos científicos, os quais foram aprimorados e consolidados ao longo das fases de desenvolvimento da pesquisa. Logo, a sequência da técnica dissertada expõe os processos de forma coesa, evidenciando ordem cronológica destas.

3.1 Área de estudo

A área de estudo desta pesquisa compreende no reservatório de Carpina, localizado na latitude 9126791.39 m S e longitude 241929.23 m E, no município de Lagoa do Carro entre os municípios de Limoeiro e Carpina (APAC, 2024), conforme Figura 9.

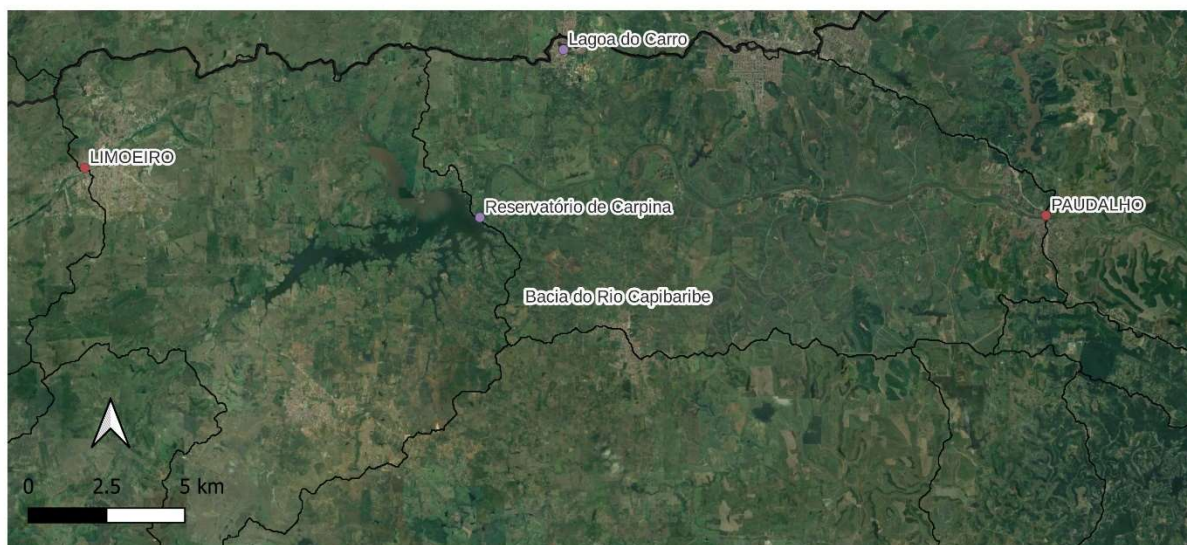
Figura 9 - Localização do Reservatório de Carpina.



Fonte: o autor (2024)

O reservatório faz parte do sistema de bacias hidrográficas do rio Capibaribe, com capacidade de 255.369.000,00 m³, tendo como principal funcionalidade a regularização de vazão (APAC, 2024). Além do reservatório de Carpina, também foi estudada a região a montante do reservatório, no município de Limoeiro e a jusante, no município de Paudalho, conforme Figura 10.

Figura 10 - Localização dos Municípios Limoeiro e Paudalho.



Fonte: o autor (2024)

3.2 Base de dados

Como já mencionado, o SWAT necessita de informações sobre as características físicas e climáticas e com esses dados é realizada a fragmentação da bacia baseado na topografia conjuntamente com as informações pedológicas e de uso e cobertura vegetal.

Para este trabalho, utilizou-se a base de dados da bacia do rio Capibaribe inserida no Sistema de Unidades de resposta hidrológica para Pernambuco (SUPer), conforme Farias et al (2023). A base foi fornecida pelos desenvolvedores do sistema e utilizada para o estudo na área de interesse.

Inicialmente, os dados espaciais disponibilizados na base foram obtidos da base de dados da TOPODATA, em formato de imagem com 30m de resolução e valores de altitude do terreno.

Os dados de uso do solo foram obtidos da plataforma de dados do IBGE para o ano de 2014, em formato de mapa na escala de 1:100000.

Para o tipo de solo, foram utilizadas três base de dados: IBGE, em formato de mapa, na escala 1:250000; FAO/UNESCO, que disponibilizam um mapa global com resolução de 1:5000000 e EMBRAPA, através do projeto de Zoneamento Agrieológico do estado de Pernambuco, com resolução de 1:100000. A bacia da base de dados do rio Capibaribe foi dividida a partir da topografia em 53 sub-bacias e, a partir dos dados de uso, tipo de solo e topografia, em 253 unidades de respostas hidrológicas (HRUs).

Os dados climáticos inseridos compreendem um período entre 1961 e 2016 e foram obtidos a partir de duas bases de dados. Inicialmente, os dados de precipitação diários foram obtidos pela plataforma da APAC (Agência Pernambucana de Águas e Climas). Os dados meteorológicos (precipitação, radiação global, umidade relativa do ar, temperatura média, mínima e máxima do ar e temperatura do ponto de orvalho) foram obtidos através da plataforma de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Foram mapeadas e inseridas informações obtidas através da APAC para 44 reservatórios do estado de Pernambuco, distribuídos em 12 das 13 bacias do estado. A informações são de volume e área de água na cota do extravasor principal do reservatório, além do ano de construção. Para mais detalhes do desenvolvimento da base de dados, pode-se consultar o trabalho desenvolvido por Farias et al (2023).

De posse da base de dados descrita, foi possível desenvolver a principal análise desse estudo. A bacia da base de dados do rio Capibaribe foi dividida em 53 sub-bacias e 253 unidades de respostas hidrológicas. As sub-bacias são numeradas e apresentadas conforme Figura 11.

Figura 11 – Sub-bacias do rio Capibaribe utilizadas no estudo.



Fonte: adaptado de Farias *et al* (2023).

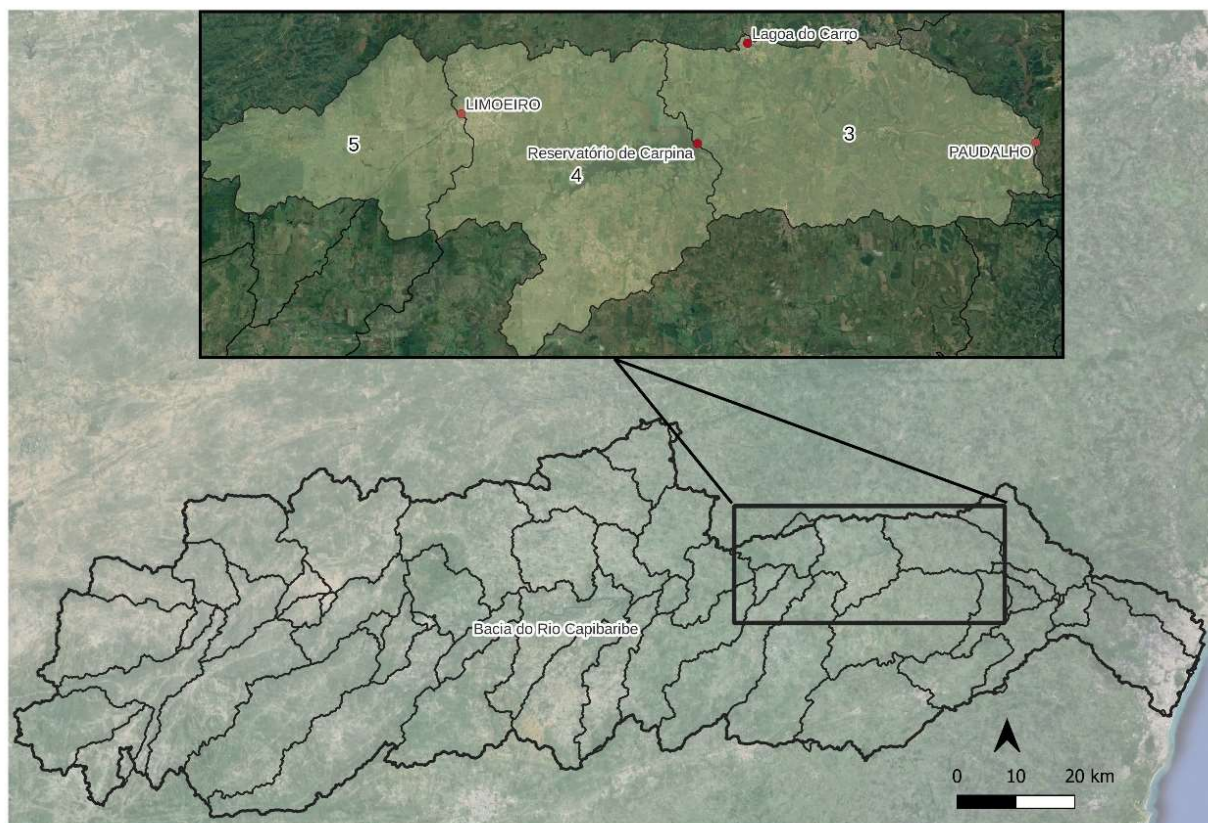
Inicialmente, utilizou-se o software Arcgis para carregar todas as informações apresentadas e iniciar o estudo. O SWAT é introduzido no arcgis através da extensão arcswat, desenvolvido pela Universidade do Texas (EUA) – disponível em: < <https://swat.tamu.edu/software/arcswat/> > .

Com a base de dados estruturada e as informações inseridas foi possível gerar a simulação para a bacia hidrográfica do rio Capibaribe. O SWAT calcula as informações de saídas por HRU e sub-bacias, em que, para esse trabalho, foram utilizadas as saídas geradas por subbacias. Além disso, o período de estudo foi entre os anos de 2011 e 2013.

Ao rodar o programa, é gerado um arquivo de saída com todas as respostas de cada variável para cada sub-bacia. A visualização gráfica foi realizada através de uma outra interface utilizada para calibração do modelo, o RSWAT, desenvolvido por Nguyen *et al* (2022). O RSWAT é um pacote em R com interface gráfica paralela para calibração e validação dos parâmetros, análises de sensibilidade e incerteza para modelagens realizadas através do SWAT.

As sub-bacias estudadas foram, de montante a jusante, 5, 4 e 3, onde as indicações de Limoeiro, reservatório de Carpina e Paudalho representam o exutorio de cada sub-bacia, conforme Figura 12

Figura 12 – Sub-bacias estudadas.



Fonte: o autor (2024)

Este trabalho foi realizado em sua maioria na interface RSWAT. Será descrito, a seguir, os procedimentos realizados para escolha dos parâmetros adotados para calibração de acordo com as variáveis de saída escolhidas para o estudo.

Com o foco em estudar o fósforo total produzido na sub-bacia 4 (reservatório de Carpina), foi realizado, primeiramente, a calibração das variáveis de vazão das sub-bacias 5 e 3 (Limoeiro e Paudalho), que se localizam nas sub-bacias imediatamente a montante e a jusante do ponto em que a variável fósforo total foi analisada.

A seguir será descrito o processo de calibração das vazões utilizadas nesse estudo.

3.2.1 Calibração das Vazões

Para esse estudo, foram consideradas duas estações com dados fluviométricos no período entre os anos de 2011 e 2013, conforme Tabela 1. O período foi escolhido conforme disponibilidade de informações de vazões e fósforo total para o mesmo intervalo de tempo. Os dados de vazão adotados para o estudo foram dados mensais, pois os dados observados de fósforo eram reduzidos e não havia informações suficientes para uma análise diária da série.

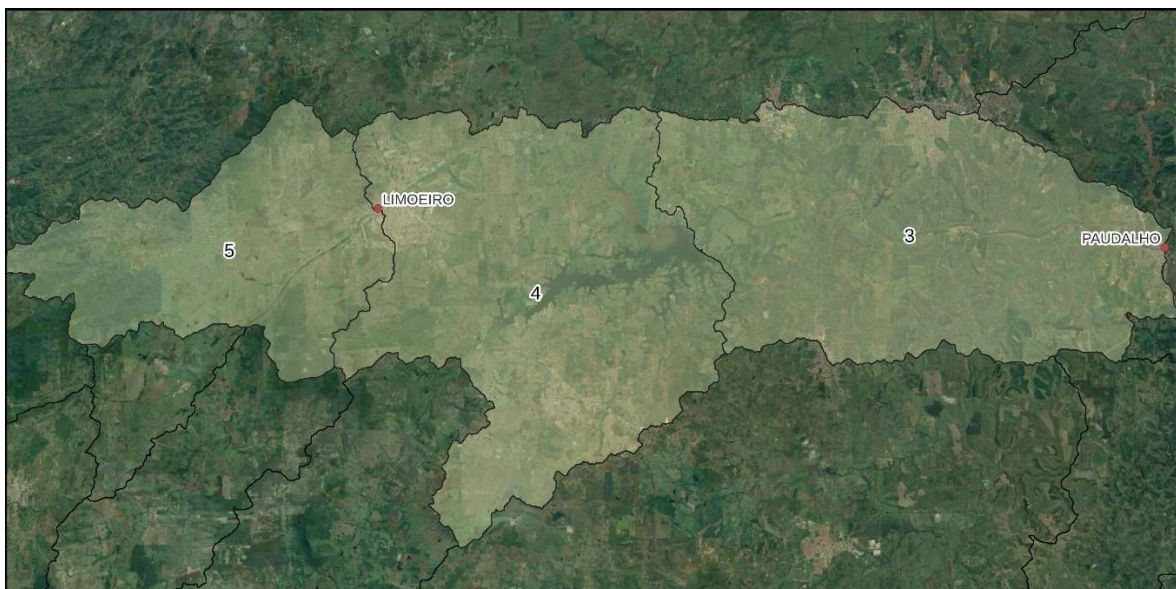
Tabela 1 - Estações Fluviométricas utilizadas para coleta de dados de vazão.

Estação	Latitude	Longitude	Código
LIMOEIRO	-7.8789	-35.4519	39145000
PAUDALHO	-7.8942	-35.1733	39150000

Fonte: o autor (2024)

As estações estão localizadas no exutório das sub-bacias 5 e 3, conforme Figura 13.

Figura 13 - Localização das estações Fluviométricas de Limoeiro e Paudalho.



Fonte: O autor (2024).

Para a sub-bacia 5 e 3, os dados de vazão utilizados foram da estação de limoeiro e Paudalho, respectivamente, e estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Dados de vazão média mensal para a estação de Limoeiro e Paudalho.

Estação			Estação		
LIMOEIRO PAUDALHO			LIMOEIRO PAUDALHO		
Data	Vazão m³/s	Vazão m³/s	Data	Vazão m³/s	Vazão m³/s
Janeiro/2011	0,93	3,5	Julho/2012	14,2	6,39
Fevereiro/2011	1,09	4,38	Agosto/2012	2,88	1,62
Março/2011	1,64	3,98	Setembro/2012	1,29	3,9
Abril/2011	7,78	33,57	Outubro/2012	0,5	2,29
Mai/2011	134,89	145,14	Novembro/2012	0,32	1,85
Junho/2011	11,16	16,26	Dezembro/2012	0,43	1,1
Julho/2011	31,07	46,01	Janeiro/2013	1	SD*
Agosto/2011	12,65	17,86	fevereiro/2013	0,33	1,12
Setembro/2011	2,37	6,3	Março/2013	0,45	1,82
Outubro/2011	0,72	5,9	Abril/2013	0,52	3,79
Novembro/2011	1,33	5,55	Mai/2013	0,9	6,42
Dezembro/2011	1,28	6,35	Junho/2013	1,02	10,97
Janeiro/2012	1,26	1,95	Julho/2013	1,77	11,92
Fevereiro/2012	3,23	4,66	Agosto/2013	1,57	7,83
Março/2012	1,22	3,67	Setembro/2013	0,54	5,02
Abril/2012	0,68	4,54	Outubro/2013	0,27	1,8
Mai/2012	0,87	4,51	Novembro/2013	0,06	0,66
Junho/2012	1,41	5,54	Dezembro/2013	0,2	SD*

SD*: Sem dados

Fonte: APAC (2024)

De posse dos dados de vazão, as informações foram inseridas no RSWAT para dar início ao processo de calibração. Para a calibração, faz-se necessária a escolha dos parâmetros que influenciam diretamente no resultado da variável simulada. Como ponto de partida para calibração das vazões nos dois pontos em estudo, foram escolhidos os parâmetros com base nos estudos de Farias et al (2023), que realizaram a modelagem para o rio Capibaribe e Andrade et al (2017), que realizaram análise de sensibilidade de parâmetros no SWAT para a bacia do rio Mundaú. Com isso, os parâmetros adotados para o processo de calibração da vazão estão disponíveis na Tabela 3, com seus respectivos métodos de alteração, descritos conforme Tabela 4.

Tabela 3 - Parâmetros do SWAT utilizados para calibração da vazão.

Parâmetros	Descrição	Método de alteração	Min	Máx
CN2.mgt	Valor da curva número (CN) do método do Soil Conservation Service (SCS) - relacionado diretamente ao grau de antropização da região	relative	-1	0.3

Parâmetros	Descrição	Método de alteração	Min	Máx
ALPHA_BF.gw	Fator de recessão do escoamento de base	replace	0	0.08
ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação do solo	replace	0	1
CANMX.hru	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo	relative	0	10
SOL_AWC.sol	Capacidade de água disponível	relative	-50	20
SOL_K.sol	Condutividade hidráulica saturada	relative	-50	20
SOL_Z.sol	Profundidade do solo	relative	0	20
SOL_BD.sol	Densidade do solo	relative	-1	1
GW_DELAY.gw	Tempo de retardo do escoamento subterrâneo	replace	-30	60
GWQMN.gw	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno	replace	0	1000
REVAPMN.gw	Profundidade da água no aquífero raso para ocorrer percolação	replace	0	500
GW_REVAP.gw	Coefficiente de reevaporação da água subterrânea	replace	0	0.3
CH_N2.rte	Coefficiente de rugosidade Manning (n) do canal	replace	0	0.22
CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva no canal	replace	0	20
SURLAG.bsn	Tempo de retardo do escoamento Superficial	replace	0.05	24
SLSUBBSN.hru	Comprimento médio do declive-rampa lateral	replace	0	50
LAT_TTIME.hru	Tempo de fluxo lateral	replace	0	4

Fonte: o autor (2024)

Tabela 4 - Métodos de alteração e suas respectivas descrições.

Método de alteração	Descrição
Relative	Novo valor do parâmetro = Valor antigo x (1+ Valor Aplicado na Calibração)
Replace	Novo valor do parâmetro = Valor Aplicado na Calibração

Fonte: o autor (2024)

A calibração foi realizada manualmente no software RSWAT, em que para cada parâmetro foi definido um valor dentro do intervalo escolhido pelo usuário e cada iteração executada para cada mudança de parâmetro. Os resultados serão apresentados no próximo capítulo.

3.2.2 Ajustes de parâmetros para o Fósforo Total

Para a análise da variável fósforo total, considerou-se o ponto entre as duas estações fluviométricas avaliadas, no exutório da sub-bacia 4, estando localizado no reservatório de Carpina, conforme Figura 14. O ponto definido foi escolhido devido à disponibilidade de dados de fósforo total.

Figura 14 - Localização do reservatório de Carpina



Fonte: o autor (2024)

Os dados de fósforo total utilizados foram obtidos pela APAC e estão dispostos na Tabela 5. Conforme já mencionado, a análise realizada foi mensal, devido à escassez de informações dessa variável.

Tabela 5 - Dados de fósforo total utilizados na análise.

Data	Fósforo Total (mg/l)	Data	Fósforo Total (mg/l)
Janeiro/2011	0.19	Julho/2012	SD*
Fevereiro/2011	SD*	Agosto/2012	0.21
Março/2011	SD*	Setembro/2012	SD*
Abril/2011	0.33	Outubro/2012	SD*
Maio/2011	SD*	Novembro/2012	0.22
Junho/2011	SD*	Dezembro/2012	SD*
Julho/2011	0.22	Janeiro/2013	SD*
Agosto/2011	SD*	fevereiro/2013	0.2
Setembro/2011	SD*	Março/2013	SD*
Outubro/2011	0.19	Abril/2013	SD*
Novembro/2011	SD*	Maio/2013	0.18
Dezembro/2011	0.21	Junho/2013	SD*
Janeiro/2012	SD*	Julho/2013	SD*
Fevereiro/2012	SD*	Agosto/2013	0.24
Março/2012	SD*	Setembro/2013	SD*
Abril/2012	SD*	Outubro/2013	SD*

Data	Fósforo Total (mg/l)	Data	Fósforo Total (mg/l)
Maio/2012	0.28	Novembro/2013	SD*
Junho/2012	SD*	Dezembro/2013	SD*

SD*: Sem dados

Fonte: Adaptado de APAC (2024)

Para que possa ser utilizado os dados apresentados para análise junto às saídas do SWAT, foi necessário realizar um ajuste para que o valor da variável fósforo total fosse representada em quilos, conforme o programa requer. Para essa transformação, disponha-se da série de volumes mensal do reservatório de Carpina, conforme Tabela 6.

Tabela 6 - Série Volumétrica do reservatório de Carpina para o período estudado.

Data	Volume (m³)	Data	Volume (m³)
Janeiro/2011	80.178.460,00	Julho/2012	SD
Fevereiro/2011	SD	Agosto/2012	66.541.96000
Março/2011	SD	Setembro/2012	SD
Abril/2011	68.084.920,00	Outubro/2012	SD
Maio/2011	SD	Novembro/2012	58.657.200,00
Junho/2011	SD	Dezembro/2012	SD
Julho/2011	91.810.940,00	Janeiro/2013	SD
Agosto/2011	SD	fevereiro/2013	53.471.660.00
Setembro/2011	SD	Março/2013	SD
Outubro/2011	88.157.280,00	Abril/2013	SD
Novembro/2011	SD	Maio/2013	51.285.800.00
Dezembro/2011	66.027.640,00	Junho/2013	SD
Janeiro/2012	SD	Julho/2013	SD
Fevereiro/2012	SD	Agosto/2013	56.300.420.00
Março/2012	SD	Setembro/2013	SD
Abril/2012	SD	Outubro/2013	SD
Maio/2012	56.364.710,00	Novembro/2013	SD
Junho/2012	SD	Dezembro/2013	SD

SD*: Sem dados

Fonte: Adaptado de APAC (2024)

Com a aplicação dos dados de volume apresentados, obteve-se a seguinte série de dados, utilizada como entrada no RSWAT para análise da variável fósforo total simulada.

Tabela 7 - Dados de entrada no RSWAT para análise do Fósforo Total.

Data	Fósforo Total (kg)	Data	Fósforo Total (kg)
Janeiro/2011	15233,9074	Julho/2012	SD
Fevereiro/2011	SD	Agosto/2012	13973,8116
Março/2011	SD	Setembro/2012	SD
Abril/2011	22468,0236	Outubro/2012	SD
Maio/2011	SD	Novembro/2012	12904,584
Junho/2011	SD	Dezembro/2012	SD
Julho/2011	20198,4068	Janeiro/2013	SD
Agosto/2011	SD	fevereiro/2013	10694,332
Setembro/2011	SD	Março/2013	SD
Outubro/2011	16749,8832	Abril/2013	SD
Novembro/2011	SD	Maio/2013	9231,444
Dezembro/2011	13865,8044	Junho/2013	SD
Janeiro/2012	SD	Julho/2013	SD
Fevereiro/2012	SD	Agosto/2013	13512,1008
Março/2012	SD	Setembro/2013	SD
Abril/2012	SD	Outubro/2013	SD
Maio/2012	15782,1188	Novembro/2013	SD
Junho/2012	SD	Dezembro/2013	SD

SD*: Sem dados

Fonte: Adaptado de APAC (2024)

De posse dos dados de fósforo total para realizar da análise juntamente aos dados simulados pelo SWAT, foi necessário, assim como para a variável vazão, escolher os parâmetros que mais influenciam no resultado da variável.

Inicialmente, é importante compreender os conceitos detalhados anteriormente, em que o fósforo é simulado pelo programa no solo, propagando na superfície juntamente ao escoamento superficial e sedimentos, e lançado no corpo hídrico, onde também passa por um processo de propagação, até alcançar o exutório da bacia estudada. Cada fase descrita é simulada pelo programa utilizando um conjunto de equações. Para cada equação, parâmetros são aplicados e estão disponíveis para alteração e calibração (ARNOLD et al, 2012a).

É válido ressaltar que, para este trabalho, foram realizadas alterações de parâmetros relacionados apenas ao fósforo no solo e sua propagação na superfície.

O processo de propagação no corpo hídrico foi simulado, mas os parâmetros de suas respectivas equações não foram avaliados neste trabalho.

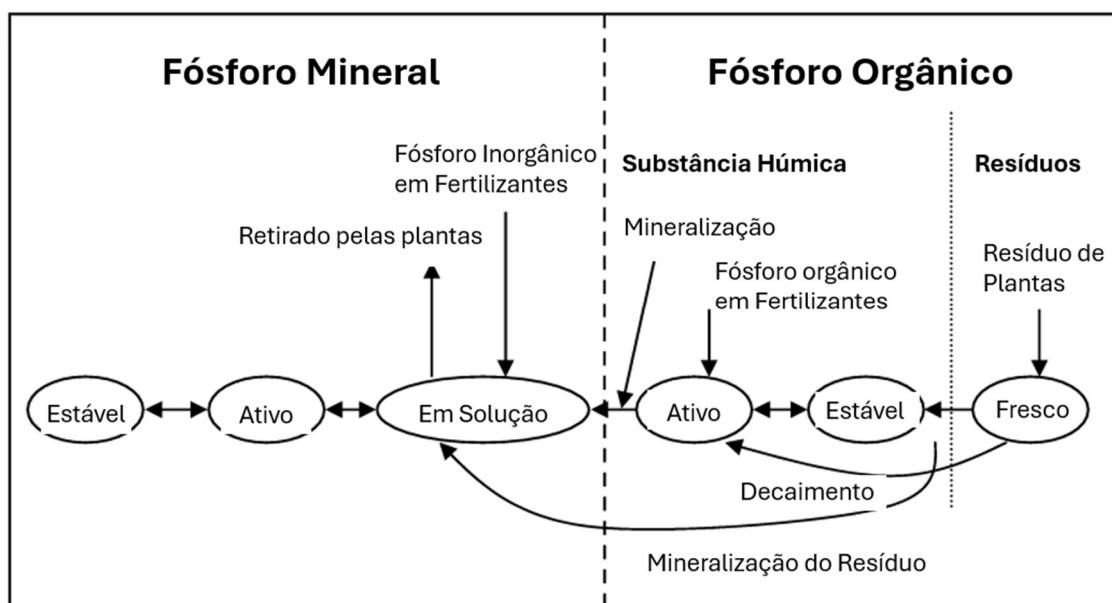
A definição dos parâmetros foi realizada através do estudo de todos os processos descritos no manual da ferramenta SWAT (ARNOLD et al, 2012a).

Como mencionado, o estudo de parâmetros foi realizado com foco nos processos que ocorrem no solo e na superfície que estão descritos no manual da ferramenta. As diferentes frações do solo e suas interações são calculadas no modelo. Para cada fração há o seu parâmetro associado que foi identificado para entrada no processo de ajustes de parâmetros para o fósforo total. A seguir serão apresentados os processos citados, suas equações e cada parâmetro associado.

3.2.2.1 Inicialização dos valores de fósforo no solo

O modelo inicialmente define a concentração de fósforo em solução em todas as camadas como 5 mg de P por kg de solo para terras não manejadas sob vegetação nativa e 25 mg de P por kg de solo para condições de terras cultivadas (Neitsch et al. 2001a). Para a melhor compreensão dos processos descritos na sequência, a Figura 15 apresenta as frações do fósforo estudadas e suas interações com o solo.

Figura 15 - Frações do Fósforo e suas interações com a matriz do solo



Fonte: adaptado de ARNOLD et al (2012a)

A concentração da fração de fósforo mineral ativo é dada inicialmente através da equação 1:

$$P_{\text{fração mineral ativa}} = P_{\text{solução}} \left(\frac{1-PAI}{PAI} \right) \quad (1)$$

Onde $P_{\text{solução}}$ é a concentração de fósforo solúvel (mg P Kg^{-1}) e PAI é o índice de disponibilidade do fósforo. Para a concentração da fração mineral estável, o SWAT considera como quatro vezes a fração mineral ativa.

Para o fósforo mineral e suas frações, o SWAT tem como parâmetro passível de variação o índice de disponibilidade do fósforo, que sua nomenclatura para o programa é PSP.bsn.

Para o fósforo orgânico, a concentração da fração orgânica húmica é calculada conforme equação 2:

$$P_{\text{húmico orgânico}} = 0,125(N_{\text{húmico orgânico}}) \quad 2$$

Onde $N_{\text{húmico orgânico}}$ é a concentração da fração orgânica húmica de nitrogênio da camada do solo (mg Kg^{-1}).

Essa concentração de nitrogênio é definida da equação 3 :

$$N_{\text{húmico orgânico}} = 10^4 \left(\frac{C_{\text{orgânico}}}{14} \right) \quad 3$$

Onde $N_{\text{húmico orgânico}}$ é a concentração de nitrogênio húmico na camada de solo (mg/kg) e $C_{\text{orgânico}}$ é o teor de carbono orgânico na camada. A definição desse teor é com base no solo adotado na base de dados. Para esse trabalho, nas sub-bacias estudadas, o tipo de solo e a cobertura foram consideradas conforme Tabela 8.

Tabela 8 - Uso do solo, tipo de solo e teor de carbono orgânico para cada sub-bacia estudada.

		Sub-bacia	Descrição	Teor de Carbono Orgânico (%)
Uso do Solo	CRWO	3	Mosaico de Terras Agrícolas/Florestais	63

	Sub-bacia		Descrição	Teor de Carbono Orgânico (%)
Tipo de Solo	LVA		Latossolo Vermelho-Amarelo	
Uso do Solo	CRWO	4	Mosaico de Terras Agrícolas/Florestais	70
Tipo de Solo	LVA		Latossolo Vermelho-Amarelo	
Uso do Solo	CRWO	5	Mosaico de Terras Agrícolas/Florestais	70
	SPAS		Pastagem de Verão	
Tipo de Solo	SX		Solo com Fragmentos de Rocha	

Fonte: o autor (2024)

Para o fósforo na fração fresca, a concentração é definida como 0,03% da quantidade inicial de resíduo na superfície do solo (kg ha^{-1}).

Como apresentado, para os valores de inicialização de fósforo no solo o parâmetro adotado para os seguintes processos do estudo foi PSP.bsn, que representa o índice de disponibilidade do fósforo.

3.2.2.2 Interações entre as frações do fósforo

Para a dinâmica entre as frações de fósforo descritas, também foram avaliadas as equações que representam o modelo para a identificação dos parâmetros para o processo de análise das saídas do programa em conjunto com os dados observados. Serão apresentadas, por processo de interação, os respectivos parâmetros adotados.

Para mineralização, decomposição e imobilização das frações de fósforo, fatores como temperatura e quantidade de água no solo regulam os processos de mineralização e decomposição do fósforo. Nesse processo, dois parâmetros foram identificados como passíveis de alteração no processo de análise das saídas. Primeiramente, o parâmetro CMN.bsn representa a taxa de mineralização da fração de nutrientes húmica orgânica. Além desse, também foi considerado na análise o parâmetro RSDCO.bsn, que representa a taxa de decaimento constante do resíduo.

A análise também foi realizada para o processo de sorção do fósforo inorgânico. Nesse processo, a fração inorgânica do fósforo, originada da

mineralização do fósforo orgânico é simulada considerando o uso do nutriente pelas plantas e a conversão entre as formas ativa e estável do fósforo inorgânico. Para os processos citados, foi identificado o parâmetro PSP.bsn (já adotado).

Para o processo de lixiviação, o SWAT simula o mecanismo apenas na primeira camada do solo, nos primeiros 10mm. O parâmetro associado para esse processo é o coeficiente de percolação do fósforo, representado por PPERCO.bsn.

Além dos processos descritos, também estão envolvidos nesse sistema o fósforo retirado pelas plantas, que também é simulado pelo software e tem como parâmetro adotado neste trabalho o P_UPDIS.bsn, que é um parâmetro de distribuição para a retirada do fósforo.

O último processo analisado em detalhes para obtenção dos parâmetros foi o de movimento do fósforo no escoamento superficial. Para a fração de fósforo solúvel, tem-se o parâmetro PHOSKD.bsn associado, que representa o coeficiente de fracionamento de fósforo no solo. A fração de fósforo orgânico e mineral anexada aos sedimentos no escoamento superficial também é simulada, tendo como parâmetro associado ERORGP.hru, que representa a taxa de enriquecimento do fósforo, definida como a relação entre a concentração de fósforo transportado com o sedimento e a concentração de fósforo na camada superficial do solo.

Além de todo o estudo detalhado dos processos, também foram analisados os parâmetros utilizados de diversos trabalhos que trabalharam com a variável de fósforo total. Chen et al (2024) avaliaram a distribuição espacial e temporal de nitrogênio, fósforo e metais pesados na bacia hidrográfica de Guanshan, na China e utilizaram como parâmetros associados ao fósforo CANMX, PSP, ERORGP. Zhang et al (2024), avaliaram a resposta da poluição por nitrogênio de fontes difusas à mudança no uso da terra com base no modelo SWAT. Os autores adotaram os parâmetros PSP, P_UPDIS, CPYLD (produção de fósforo no escoamento), TPCONC (fósforo total em solos impermeáveis).

A partir dos processos estudados e dos trabalhos analisados, adotou-se para análise os parâmetros dispostos na Tabela 9.

Tabela 9 - Parâmetros adotados para análise e comparação dos dados simulados pelo SWAT.

Parâmetros	Descrição	Método de alteração	Min	Máx
PSP.bsn	índice de disponibilidade do fósforo	replace	0.001	0.01
CMN.bsn	taxa de mineralização da fração de nutrientes húmica orgânica	replace	0	0.01
PPERCO.bsn	coeficiente de percolação do fósforo	replace	1	17.5
P_UPDIS.bsn	distribuição para a retirada do fósforo	replace	0	400
PHOSKD.bsn	coeficiente de fracionamento de fósforo no solo	replace	0	100
ERORGP.hru	taxa de enriquecimento do fósforo	replace	0	1

Fonte: o autor (2024)

3.3 Análises estatísticas

3.3.1 Análise de Sensibilidade dos Parâmetros

Como forma de entender o comportamento dos parâmetros no modelo e auxiliar nos ajustes desses, realizou-se a análise de sensibilidade global dos parâmetros, em escala mensal, de forma automática, a partir do programa R-SWAT, a fim de verificar os que possuem maior influência e os mais sensíveis. (NGUYEN et al., 2022). Os resultados dessa análise estão presentes no capítulo seguinte.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise de sensibilidade dos parâmetros

O ranking dos parâmetros mais sensíveis da simulação está apresentado conforme Tabela 10.

Tabela 10 - Análise de sensibilidade dos parâmetros.

Parâmetro	Descrição	t_stat	t_stat - absoluto	p_value	p_value
CN2.mgt	Valor da curva número (CN) do método do Soil Conservation Service (SCS) - relacionado diretamente ao grau de antropização da região	-10.99	10.985	0	1
CH_N2.rte	Coefficiente de rugosidade Manning (n) do canal	9.396	9.396	0	1
ERORGP.hru	taxa de enriquecimento do fósforo	-2.845	2.845	0.005	1.005
PHOSKD.bsn	coeficiente de fracionamento de fósforo no solo	2.535	2.535	0.011	1.011
SOL_AWC.sol	Capacidade de água disponível	2.266	2.266	0.024	1.024
SOL_K.sol	Condutividade hidráulica saturada	-1.922	1.922	0.055	1.055
PPERCO.bsn	coeficiente de percolação do fósforo	-1.819	1.819	0.069	1.069
GW_REVAP.gw	Coefficiente de reevaporação da água subterrânea	1.708	1.708	0.088	1.088
P_UPDIS.bsn	distribuição para a retirada do fósforo	-1.692	1.692	0.091	1.091
LAT_TTIME.hru	Tempo de fluxo lateral	1.251	1.251	0.211	1.211
GWQMN.gw	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno	1.004	1.004	0.315	1.315
PSP.bsn	Índice de disponibilidade do fósforo	-0.925	0.925	0.355	1.355
CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva no canal	-0.85	0.85	0.396	1.396
SLSUBBSN.hru	Comprimento médio do declive-rampa lateral	-0.849	0.849	0.396	1.396
ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação do solo	-0.743	0.743	0.458	1.458
SURLAG.bsn	Tempo de retardo do escoamento Superficial	0.616	0.616	0.538	1.538
SOL_Z.sol	Profundidade do solo	0.57	0.57	0.569	1.569
CMN.bsn	taxa de mineralização da fração de nutrientes húmica orgânica	-0.447	0.447	0.655	1.655
CANMX.hru	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo	0.425	0.425	0.671	1.671
SOL_BD.sol	Densidade do solo	-0.356	0.356	0.722	1.722
GW_DELAY.gw	Tempo de retardo do escoamento subterrâneo	0.31	0.31	0.756	1.756
ALPHA_BF.gw	Fator de recessão do escoamento de base	0.291	0.291	0.771	1.771
REVAPMN.gw	Profundidade da água no aquífero raso para ocorrer percolação	0.089	0.089	0.929	1.929

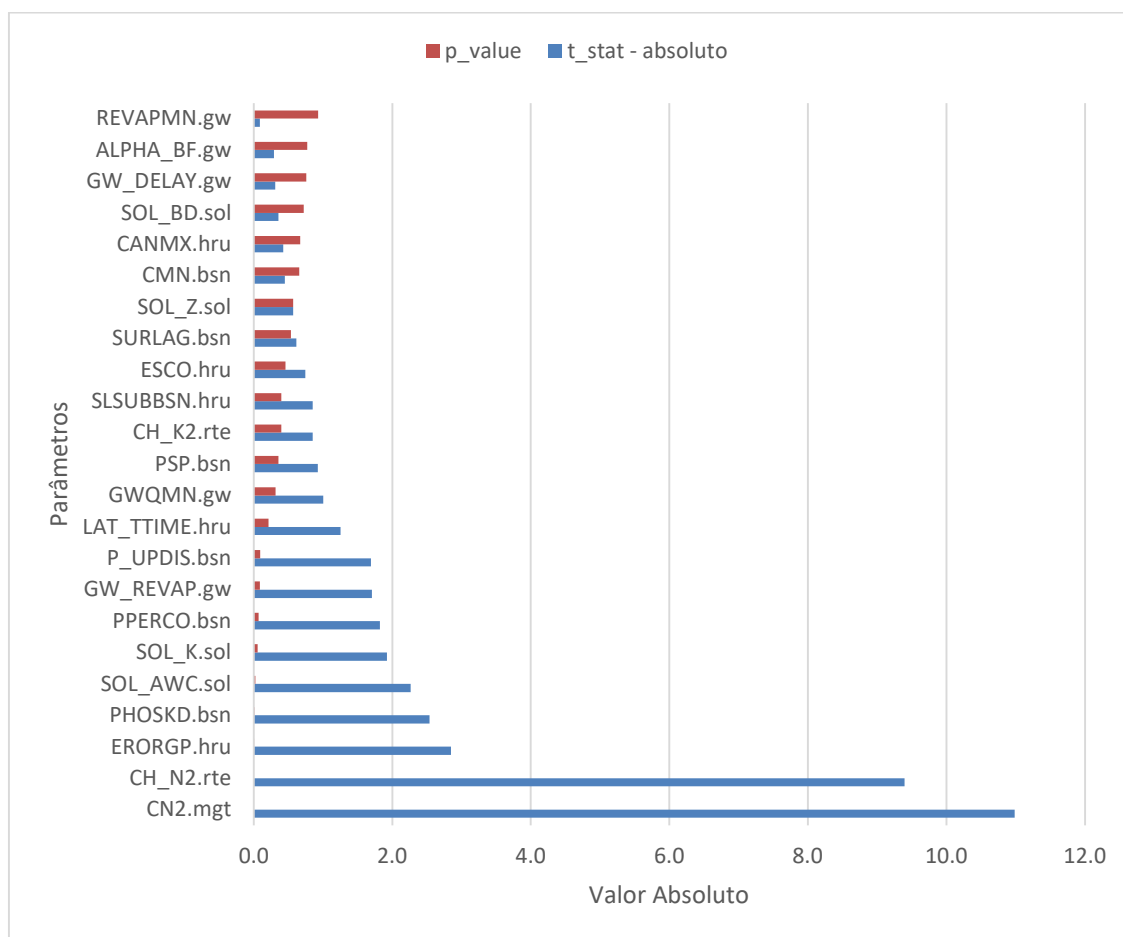
Fonte: o autor (2024)

O t-test é utilizado para identificar a significância relativa de cada parâmetro, e quanto maior valor absoluto do parâmetro, mais sensível ele será. O p-valor

determina a significância da sensibilidade e valores próximos de zero indicam os parâmetros mais significativos (ABBASPOUR, 2015).

O *ranking* da sensibilidade dos parâmetros é definido a partir da avaliação de dois coeficientes: o índice t-test e o teste de hipótese p-value (teste de distribuição de Student). O t-test é obtido pela divisão do coeficiente do parâmetro encontrado na análise de regressão múltipla pelo erro padrão. Quando esse coeficiente tem diferença em relação ao erro padrão, seu valor é diferente de zero, o que significa sensibilidade no parâmetro. Para melhor visualização das informações, a Figura 16 apresenta graficamente a análise de sensibilidade para p-value e t-stat absoluto.

Figura 16 - Representação gráfica da análise de sensibilidade dos parâmetros estudados.



Fonte: o autor (2024)

A significância relativa dos parâmetros indicada pelo t-test é subjetiva aos alcances dos parâmetros. Desta forma, os resultados da análise de sensibilidade podem mudar entre as diferentes iterações no processo de parametrização, uma vez que a cada iteração os intervalos dos parâmetros são modificados (Bressiani, 2016).

Conforme apresentado, o parâmetro CN2 se destacou como o mais sensível, uma vez que apresentou o maior valor de t-Stat, em termos absolutos, com 10.985 e menor valor de p-Value, com valor de 0,000. Esse parâmetro está relacionado ao cálculo do escoamento.

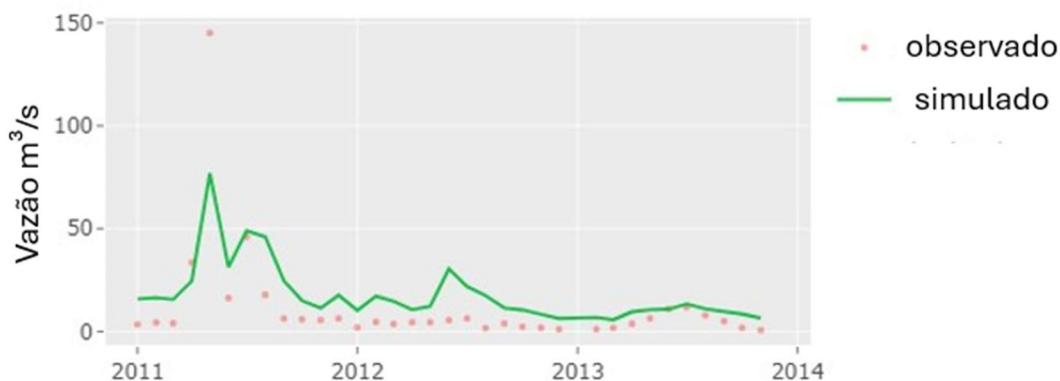
O terceiro parâmetro mais sensível, ERORGP, está relacionado à variável fósforo total, apresentando valor de t-Stat de 2.845 e p-Value de 0.005.

4.2 Calibração das vazões

A calibração da variável vazão foi realizada mensalmente para o período entre 2011 e 2013 para duas estações fluviométricas, localizadas no exutório das sub-bacias 5 e 3 conforme descrito anteriormente.

A partir dos parâmetros estudados e indicados anteriormente, foi possível calibrar o modelo para o período indicado, obtendo o resultado apresentado na Figura 17. A variável vazão foi analisada para a sub-bacia 03, que engloba a estação fluviométrica de Paudalho em seu exutório.

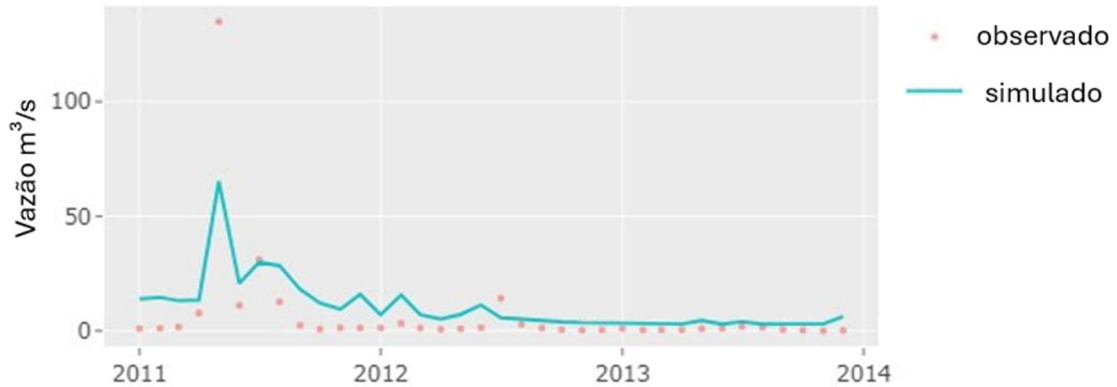
Figura 17 - Dados observados e simulados da Sub-bacia 03.



Fonte: o autor (2024)

Para a sub-bacia 05, que engloba a estação de Limoeiro, o resultado gráfico da calibração pode ser visto na Figura 18.

Figura 18 - Dados observados e simulados da Sub-bacia 05.



Fonte: o autor (2024)

Dois indicadores foram utilizados para identificação do ajuste do SWAT neste trabalho: o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE) (NASH; SUTCLIFFE, 1970) e o coeficiente de correlação R^2 .

Utilizando esses indicadores se torna possível identificar os ajustes de altas vazões e super ou subestimação dos valores simulados. As vazões simuladas em relação às observadas também foram analisadas de forma gráfica, conforme Figura 17. Para um ajuste ideal entre os dados simulados e observados o valor de NSE deve ser igual a 1, quando o resultado for ≤ 0 significa que o uso da média dos dados observados é melhor que a simulação feita. O uso deste indicador é altamente recomendado pela American Society of Civil Engineers (ASCE); sendo comumente usados entre os usuários do SWAT. Além disso, estudos mostram que o NSE é a melhor função objetivo no ajuste de um hidrograma (MORIASI et al., 2007). O NSE é representado conforme a equação 4 (NASH; SUTCLIFFE, 1970):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=0}^n (Q_{m,i} - Q_s)^2}{\sum_{i=0}^n (Q_{m,i} - \overline{Q_m})^2} \quad 4$$

Em que Q_{mi} é o valor observado, Q_s é o valor simulado e $\overline{Q_m}$ é a média dos valores observados.

Antes de detalhar os resultados é importante entender a avaliação da performance do modelo descrita por Moriasi et al. (2007), conforme Tabela 11.

Tabela 11 - Avaliação da performance do modelo conforme Moriasi et al (2007)

Performance	R²	NSE
Muito boa	>0.75	>0.75
Boa	$0.65 < R^2 \leq 0.75$	$0.65 < NSE \leq 0.76$
Satisfatória	>0.5	≥ 0.5
Insatisfatória	≤ 0.5	<0.5

Fonte: Adaptado de Moriasi et al (2007)

Para as estações fluviométrica analisadas, os indicadores podem ser visualizados na Tabela 12.

Tabela 12 - Indicadores de performance do modelo.

Estação	NSE	R²
Sub-bacia 03 - Paudalho	0.59	0.74
Sub-bacia 05 - Limoeiro	0.61	0.77

Fonte: o autor (2024)

Para o NSE, foram obtidos valores de 0,59 e 0,61, para as estações de Paudalho e Limoeiro, respectivamente. Segundo Moriasi et al (2007), ambos os resultados foram satisfatórios. Esse coeficiente, além de ser o mais utilizado e indicado para a avaliação da precisão de modelos hidrológicos, também é um indicativo da acurácia do modelo na estimativa das vazões, principalmente as de cheia (Viola, et al, 2009; Andrade et al., 2013).

Alguns trabalhos também tiveram objetivos e resultados semelhantes, como Fukunaga et al (2014), que obtiveram valores de NSE equivalentes a 0,75 na calibração para valores diários de vazão ao utilizar o SWAT para simulação hidrológica de parte da bacia do rio Itapemirim. Chakraborty et al (2024) realizaram uma modelagem hidrológica utilizando o SWAT para a bacia do rio Ganga, que cruza a Índia, Tibet (China), Nepal e Bangladesh. Com o estudo, obtiveram valores de NSE, para calibração da vazão, maiores que 0.47. Khanmohammadi et al (2023) obtiveram valores de NSE de 0,84 e 0,87 na calibração da vazão considerando duas estações fluviométricas com dados mensais na bacia hidrográfica de de para uma simulação mensal do escoamento na bacia hidrográfica de Neyshabur, no Irã.

O coeficiente de correlação é representado conforme equação 5.

$$R^2 = \frac{\left[\sum_{i=0}^n (Q_{m,i} - \overline{Q_m}) (Q_{s,i} - \overline{Q_s}) \right]^2}{\sum_{i=0}^n (Q_{m,i} - \overline{Q_m})^2 \sum_{i=0}^n (Q_{s,i} - \overline{Q_s})^2}$$

5

Em que $\overline{Q_m}$ é a média dos dados observados para todo o período, $\overline{Q_s}$ é a média dos valores simulados para todo o período. Q_m e Q_s são os valores observados e simulados, respectivamente. Esse coeficiente varia de zero a 1,0, com valores mais altos indicando menor variância do erro.

O ajuste no modelo apresentou uma performance muito boa para a estação de Limoeiro e boa para a estação de Paudalho, segundo a classificação descrita por Moriasi et al. (2007).

As estatísticas apresentadas foram resultantes do ajuste dos parâmetros escolhidos pelo autor e definidos anteriormente. Os valores ajustados de cada parâmetro para a obtenção do resultado apresentados estão apresentados conforme Tabela 13.

Tabela 13 - Parâmetros ajustados para calibração da vazão.

Parâmetros	Descrição	Valor Ajustado
CN2.mgt	Valor da curva número (CN) do método do Soil Conservation Service (SCS) - relacionado diretamente ao grau de antropização da região	-0.116
ALPHA_BF.gw	Fator de recessão do escoamento de base	0.0176
ESCO.hru	Fator de compensação da evaporação do solo	0.34
CANMX.hru	Armazenamento máximo de água no dossel vegetativo	9.2
SOL_AWC.sol	Capacidade de água disponível	-24.8
SOL_K.sol	Condutividade hidráulica saturada	-9.4
SOL_Z.sol	Profundidade do solo	5.2
SOL_BD.sol	Densidade do solo	-1
GW_DELAY.gw	Tempo de retardo do escoamento subterrâneo	-4.8
GWQMN.gw	Profundidade limite da água no aquífero raso para ocorrer fluxo de retorno	600
REVAPMN.gw	Profundidade da água no aquífero raso para ocorrer percolação	220
GW_REVAP.gw	Coeficiente de reevaporação da água subterrânea	0.084
CH_N2.rte	Coeficiente de rugosidade Manning (n) do canal	0.0044
CH_K2.rte	Condutividade hidráulica efetiva no canal	8
SURLAG.bsn	Tempo de retardo do escoamento Superficial	0.05
SLSUBBSN.hru	Comprimento médio do declive-rampa lateral	13
LAT_TTIME.hru	Tempo de fluxo lateral	4

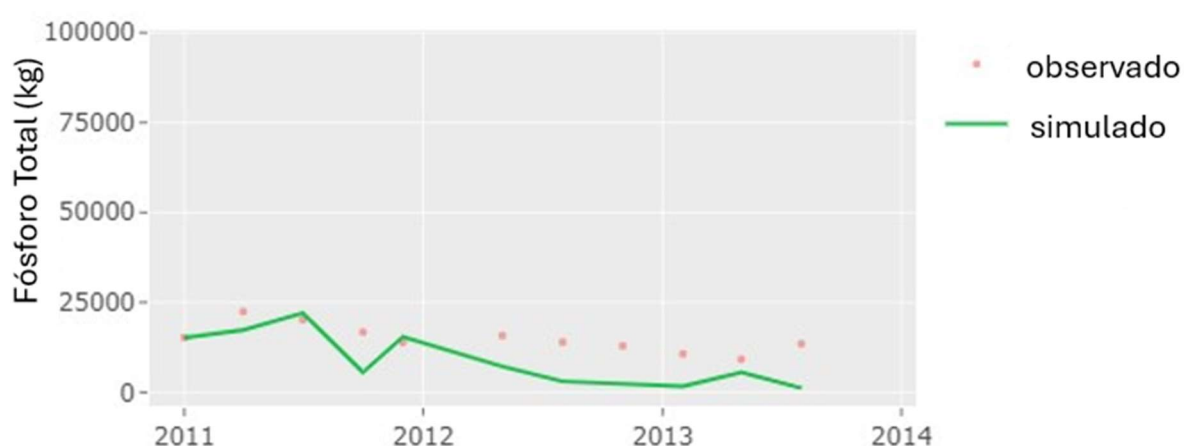
Fonte: o autor (2024)

4.3 Ajustes de Fósforo Total

O ajuste da variável fósforo total foi realizado mensalmente para o período entre 2011 e 2013 para o reservatório de Carpina, localizada no exutório da sub-bacia 4, conforme descrito anteriormente.

A partir dos parâmetros estudados e indicados anteriormente, foi possível ajustar o modelo para o período indicado, obtendo o resultado gráfico apresentado na Figura 19.

Figura 19 - Curva ajustada de Fósforo Total no período estudado.



Fonte: o autor (2024)

A análise estatística realizada englobou os coeficientes NSE e R^2 , já descritos no item anterior, e a avaliação da performance do modelo como descrita por Moriasi et al. (2007). O resultado da análise estatística realizada pode ser observado na Tabela 14.

Tabela 14 - Análise Estatística para ajuste da variável fósforo.

Estação	NSE	R^2
Sub-bacia 04 - Carpina	-3.77	0.5

Fonte: o autor (2024).

De acordo com a performance descrita por Moriasi et al. (2007), ambos os resultados apresentaram uma performance insatisfatória. Para a obtenção do resultado apresentado, teve-se como base o ajuste dos parâmetros estudados, associados à variável fósforo total, realizado manualmente no RSWAT. Os valores fixados para o fósforo devem ser aplicados simultaneamente aos parâmetros de vazão, e estão dispostos conforme Tabela 15.

Tabela 15 - Parâmetros ajustados para fósforo total (kg).

Parâmetros	Descrição	Valor Ajustado
PSP.bsn	índice de disponibilidade do fósforo	0.01
CMN.bsn	taxa de mineralização da fração de nutrientes húmica orgânica	0.0096
PPERCO.bsn	coeficiente de percolação do fósforo	17.5
P_UPDIS.bsn	distribuição para a retirada do fósforo	8
PHOSKD.bsn	coeficiente de fracionamento de fósforo no solo	20
ERORGP.hru	taxa de enriquecimento do fósforo	0.3

Fonte: o autor (2024)

O SWAT apresenta como variável de saída o fósforo total em forma de carga (kg), simulado no ponto estudado, no exutório da bacia 04, no reservatório de carpina. Os dados observados disponíveis no período do estudo estão dispostos, inicialmente, em mg/l, conforme item 3.2.2. Para que pudesse ser realizado o estudo foi feita a transformação, como já descrita, dos dados em concentração para carga, com a utilização da série histórica de volumes. A série obtida estima a carga mensal de fósforo total acumulado para o período avaliado.

Um ponto importante para essa discussão é que não se sabe ao certo a profundidade em que a amostra foi coletada para determinação da concentração do fósforo. Segundo Jorgensen e Vollenweider (1988), para determinação do conteúdo de fósforo total presente na massa líquida é necessária a medição da concentração do elemento considerado a várias profundidades, em diferentes anos e nos respectivos volumes correspondentes. Segundo TUNDISI & TUNDISI (2008), a variável profundidade possui forte influência sobre a qualidade da água. A relação entre a área superficial e a intensidade dos ventos afeta a mistura dentro do reservatório. Com base nesse contexto, a estimativa considerada para o dado observado de fósforo total no ponto estudado pode não representar com precisão a série de carga mensal de fósforo total acumulado para o período avaliado.

Além do ponto descrito, também é importante ressaltar que não foi realizada a calibração da variável da carga de sedimento produzida no período estudado, devido à escassez de informações. O estado trófico dos lagos geralmente é dependente da concentração de fósforo na água, que, por sua vez, é influenciado pelo seu teor no sedimento, atuando como fonte interna do nutriente (KAISERLI et al., 2002; ANTUNES et al., 2008; APRILE et al., 2011). Uma vez atingindo um ambiente

aquático lântico, os sedimentos podem atuar como fonte de fósforo para a água, diminuindo ou potencializando os processos de eutrofização (Correll, 1998; Koski-Vähälä & Hartikainen, 2001). Mekonnen & Tenagashawu (2023) realizaram a modelagem no SWAT para vazão e qualidade de água no reservatório Ribb, na Etiópia, calibrando vazão, sedimentos acumulados, fósforo total e nitrogênio total. Para a calibração do fósforo total, obtiveram valores de R^2 e NSE de, respectivamente, 0,87 e 0,74.

Uma outra consideração que pode ser feita é em relação aos parâmetros utilizados para calibração. Para este trabalho foi possível extrair do modelo apenas os parâmetros relacionados aos processos do fósforo presente no solo e seu transporte na superfície. Os parâmetros associados ao ciclo do fósforo no corpo hídrico foram simulados pelo programa, mas não foram alvo de ajuste manual, devido à impedimentos no uso da ferramenta.

Foi realizada uma análise de componentes principais com o objetivo de auxiliar na discussão dos resultados. A análise não foi conclusiva, mas se encontra disponível em APÊNDICE A – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS.

5 CONCLUSÃO

Com o trabalho realizado, foi possível calibrar mensalmente as vazões no período entre 2011 e 2013 para os pontos de medição dos municípios de Paudalho e Limeiro. A performance do modelo apresentou resultados de NSE equivalentes a 0,59 e 0,61, respectivamente, para as estações de Paudalho e Limoeiro, e R^2 de 0,74 e 0,77. Essa performance é considerada satisfatória e boa, segundo Moriasi et al (2007), permitindo utilizar o modelo desenvolvido para demais análises.

Foi possível estudar todos os parâmetros relacionados aos processos do fósforo que ocorrem no solo e superfície terrestre, e adotar os mais relevantes para serem considerados no ajuste do fósforo simulado.

A partir da análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo, os parâmetros CN2.mgt, CH_N2.rte, ERORGP.hru e PHOSKD.bsn apresentaram maior sensibilidade, auxiliando as alterações manuais no processo de calibração da vazão de ajuste do fósforo total.

Foram realizados ajustes na simulação do fósforo total, visando atender aos critérios de performance propostos por Moriasi et al (2007). Para essa variável, foram obtidos valores de -3,77 para o NSE e 0,5 para o R^2 , apresentando uma performance insatisfatória da simulação. Essa performance pode ter influência de fatores como profundidade de medição do dado observado, transformação da série observada em mg/l para kg. A escassez de dados de sedimentos produzidos impossibilitou a realização do ajuste dessa curva simulada, que apresenta influência na variável fósforo total. Além disso, também podemos citar o uso limitado dos parâmetros para ajuste da simulação.

O modelo desenvolvido com foco no reservatório de Carpina pode ser utilizado para auxiliar no planejamento de ações, visando a melhoria ambiental e o atendimento aos requisitos legais, como também relacionar cenários às respostas do sistema, permitindo identificar as diretrizes mais adequadas de ação para atingir os objetivos futuros.

6 RECOMENDAÇÕES

Com base no que foi concluído, é importante ressaltar que, para pesquisar futuras, sugere-se avaliar todos os parâmetros envolvidos no ciclo do fósforo em todas as fases. Além disso, pode-se desenvolver um código na ferramenta RSWAT que possa extrair a variável em mg/l simulada ou obter os dados observados em carga. Sugere-se, também, a avaliação dos sedimentos produzidos e os ajustes da sua curva simulada, para melhor representação da variável fósforo total no período estudado.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMAS. Monitoramento de reservatórios. Disponível em: <https://www.apac.pe.gov.br/monitoramento/190-monitoramento/526-reservatorios-2>. Acesso em: 16 jul. 2024.

Ait M'Barek, S., Bouslihim, Y., Rochdi, A. Effect of LULC data resolution on hydrological and erosion modeling using SWAT model. *Model. Earth Syst. Environ.* 9, 831–846 (2023). <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01537-w>

ALMEIDA, A. L. S. P.; MACEDO, D. R.; SANTOS, H. A.; RIBEIRO, S. M. C.; HUGHES, R. M. Gestão dos recursos hídricos em bacias tropicais complexas: uma abordagem customizada da modelagem eco-hidrológica SWAT para o Rio das Velhas, Brasil. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v. 28, e33, 2023.

ALMEIDA, L.; SERRA, J. C. V. Modelos hidrológicos, tipos e aplicações mais utilizadas. *Rev. FAE*, Curitiba, v. 20, n. 1, p. 129 - 137, jan. - jun. 2017

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2021). *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2021*. Brasília: ANA.

ANDRADE, C. W. L. de; MONTENEGRO, S. M. G. L.; LIMA, J. R. de S.; MONTENEGRO, A. A. de A.; SRINIVASAN, R. Análise de sensibilidade de parâmetros do modelo SWAT em uma sub-bacia da Região Nordeste, Brasil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Recife, v. 10, n. 2, p. 440-453, 2017.

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

ANTUNES, M.; DILLON, D. B.; CRESPO, J. S.; GIOVANELA, M. Avaliação dos Parâmetros Físico-Químicos e do Teor de Metais em Amostras de Sedimento de uma Micro-bacia Gaúcha. *Geochimica Brasiliensis*, v. 22, n. 3, p. 178-188, 2008.

APRILE, F. M.; DARWICH, A. J.; MIGUÉIS, A. M. Modelo de fluxo de Nitrogênio e Fósforo para sistemas flúvio-lacustres às margens do rio Negro, Amazonas, Brasil. In: SANTOS-SILVA, E. N.; SCUDELLER, V. V.; CAVALCANTI, M. J. *BioTupé: meio físico, diversidade biológica e sociocultural*. Manaus: Rizoma Editorial, 2011. p. 15-42.

ARNOLD, J. G., MORIASI, D. N., GASSMAN, P.W., ABBASPOUR, K. C., WHITE, M. J., SRINIVASAN, R., ARNOLD, J.F.G. **"Swat: model use, calibration, and validation."** Transactions of the ASABE, 55(4), 1491-1508.2012b.

ARNOLD, J. G., SRINIVASAN, R., MUTTIAH, R. S., WILLIAMS, J. R. Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, Illinois, v. 34, n. 3, p. 73-89, Feb. 1998.

ARNOLD, J. G.; KINITY, J. R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J.R.; HANEY, E.B.; NEITSCH, S.L. Input/Output Documentation Version 2012. Texas Water Resources Institute, 2012a. Report nº 439, 650p.

ARNOLD, J. G.; MORIASI, D. N.; GASSMAN, P. W.; ABBASPOUR, K. C.; WHITE, M.J.; SRINIVASAN, R.; SANTHI, C.; HARMEL, R. D.; VAN GRIENSVEN, A.; VAN LIEW, M. W.; KANNAN, N.; JHA, M. K. SWAT: Model Use, Calibration, and Validation. Transactions of the ASABE, v.55, n.4, <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=42256>. Acesso em: 07 jul. 2024.

BAKER, J.F.; STEWART, T.S.; LONG, C.R. et al. Multiple regression and principal components analysis of puberty and growth in cattle. *Journal of Animal Science*, v.66, n.9, p.2147-2158, 1988.

BOITRAGO, S. A.; LIMA, L. F. A.; LIMA, F. A.; LEITE, M. E.; COSTA, L. R. F. da. Aplicação do Modelo HEC-HMS para Simulação do Escoamento Superficial na

Bacia Hidrográfica do Rio Vieiras. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 16, n. 4, p. 2091-2102, 2023.

BIGARELLA, J.J. & SUGUIO, K. (1990) *Ambientes Fluviais*. Editora da UFSC: Editora da Universidade Federal do Paraná, Florianópolis, 2.ed.

BOWMAN, R. A Sequential Extraction Procedure with Concentrated Sulfuric Acid and Dilute Base for Soil Organic Phosphorus. *Soil Science Society of America Journal*, v. 53, n. 3, p. 362-365, 1989.

BRANCO, S. M. (1986). *Recursos hídricos no Brasil*. São Paulo: Edgard Blücher.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Lei n. 9.433: Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 1997. 72p

BRESSIANI, D. A., GASSMAN, P. W., FERNANDES, J. G., GARBOSSA, L., H., P., SRINIVASAN, R., BONUMÁ, N. B., MENDIONDO, E. M. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, v.o, n. 3 June, 2015.

BROWN, L.C. AND T.O BARNWELL, JR. 1987. The enhanced water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS documentation and user manual. EPA document EPA/600/3-87/007. USEPA, Athens, GA.

CAMARGO, A.P. A água no solo para agricultura. *O Agrônomo*. Campinas. São Paulo. V. 57 (1). p. 10-11p. 2005.

CHAKRABORTY, Kunal; SAHA, Snehasish; MANDAL, Debasish. Hydrological modelling using SWAT for the assessment of streamflow dynamics in the Ganga River basin. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34385-5>. Acesso em: agosto, 2024

CHEN, M.; CATALDI, M.; FRANCISCO, C.N. Application of Hydrological Modeling Related to the 2011 Disaster in the Mountainous Region of Rio De Janeiro, Brazil. *Climate* 2023, 11, 55. <https://doi.org/10.3390/cli11030055>

CHEN, W.; MA, T.; CHEN, L.; LIU, W.; SHANG, R.; CHEN, Z. Spatial and temporal distribution of nitrogen, phosphorus, and heavy metals loads in Guanshan River Basin based on SWAT modeling. **Water Supply**, v. 24, n. 5, p. 1498, 2024. DOI: 10.2166/ws.2024.110. Ciclo Hidrológico da Bacia Hidrográfica Amazônica – the biotic pump.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO (COMPESA). Diretoria Comercial e de Atendimento. (2008). Relatório de informações comerciais. Recife-PE.

CONTE, E. et al. Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatase ácida pela aplicação de fosfato em solo no sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.26, n.4, p.925-930, 2002.

CONTE, E. et al. Frações de fósforo acumulada em latossolo argiloso pela aplicação de fosfato no sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.27, n.5, p.893-900, 2003.

CORRELL, D.L. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *J. Environ. Qual.*, 27:261-266, 1998.

DAHL, M., WILSON, D., 2001, *Modelling of Water Quality*. Karlstad University, Sweden: Karlstad University. Disponível em: http://www.ee.kau.se/forskning/ModSim/mod_waterq.pdf . Acesso em: 03 de julho de 2024.

DANESHGAR, S.; CALLEGARI, A.; CAPODAGLIO, A.G.; VACCARI, D. The Potential Phosphorus Crisis: Resource Conservation and Possible Escape

Technologies: A Review. *Resources* 2018, 7, 37.
<https://doi.org/10.3390/resources7020037>

TODINI, E. (2007). Hydrological catchment modelling: Past, Present and Future. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 11(1), 468-482.

DI BERNARDO, L., MINILLO, A. & DANTAS, A. D. B. *Florações de algas e de cianobactérias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento*. Primeira edição, Editora LdiBe, São Carlos, SP, 2010.

FAN, F. M.; RAMOS, M. H.; COLLISCHONN, W. Sobre o uso de previsões hidrológicas probabilísticas para tomada de decisão. *RBRH* vol. 20 no.4, p. 914 – 926. Porto Alegre out./dez. 2015.

FANG, S.; DEITCH, M. J.; GEBREMICAEL, T. G.; ANGELINI, C.; ORTALS, C. J. Identifying critical source areas of non-point source pollution to enhance water quality: Integrated SWAT modeling and multi-variable statistical analysis to reveal key variables and thresholds. *Water Research*, v. 253, p. 121286, 1 abr. 2024.

FARIAS, C., MIRANDA, R., VIANA, J., LINS, F., PEREIRA, J. A., URSULINO, B., SRINIVASAN, R. (2023). Calibration of SWAT model in the Pernambuco state watersheds to support the SUPer system. *Revista Brasileira De Geografia Física*, 16(6), 3572–3592. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v16.6.p3572-3592>

FERRAZ, L. L.; SOUSA, L. F. DE; JESUS, R. M. DE; COSTA, K. A.; SANTOS, C. A. S.; ROCHA, F. A. Climate and land use changes impacts on streamflow in the Brazilian Cerrado basin. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 2024. DOI: 10.1016/j.ecohyd.2024.05.004.

FIXEN, P.E. & LUDWICK, A.E. Residual available phosphorus in near-neutral and alkaline soils: I. Solubility and capacity relationships. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46:332-334, 1982

FUKUNAGA, Danilo Costa; CECÍLIO, Roberto Avelino; ZANETTI, Sidney Sára; OLIVEIRA, Laís Thomazini; CAIADO, Marco Aurélio Costa. Application of the SWAT hydrologic model to a tropical watershed at Brazil. *CATENA*, v. 125, p. 206-213, Feb. 2015.

GALVÍNCIO, J. D. Impacto do aumento de CO₂ nas Precipitações do estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v.14, p.1828-1839, 2021.

GASSMAN, P. W., REYES, M. R., GREEN, C. H., & ARNOLD, J. G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(4), 1211-1250.2007. *GEONORTE*, Vol.01, N.01, Ano 01, p. 71-89, 2010

GERMEÇ, E.; ÜRKER, O. Investigation of a SWAT Model for Environmental Health Management Based on the Water Quality Parameters of a Stream System in Central Anatolia (Türkiye). *Sustainability* 2023, 15,13850. <https://doi.org/10.3390/su151813850>.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B. & CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46:970-976, 1982.

IAWQ. Activated sludge model No. 2. IAWQ Scientific and Technical Reports. 1995.

KAISERLI, A.; VOUTSA, D.; SAMARA, C. Phosphorus fractionation in lake sediments - Lakes Volvi and Koronia, N. Greece. *Chemosphere*, v. 46, p. 1147-1155, 2002.

KHANMOHAMMADI, Z.; MAHJOobi, E.; GHARECHELOU, S.; ABDOLABADI, H. Simulation of the monthly runoff in Neyshabur Watershed considering the maximum monitoring stations in SWAT model. *Environmental Resources Research*, v. 11, n. 1, p. 83-96, 2023. doi: 10.22069/ijerr.2023.21581.1408.

KOSKI-VÄHÄLÄ, J. & HARTIKAINEN, H. Assessment of the risk of phosphorus loading due to resuspended sediment. *J. Environ. Qual.*, 30:960-966, 2001.

LIMA, R. G. S.; SANTOS, A. L. A.; SANTOS, H. K. S.; NETO, I. R. DE S.; SIQUEIRA, J. Í. P. Aplicação do modelo mensal do SMAP na bacia do rio Piauitinga localizada no Estado de Sergipe, Brasil. *Revista Interdisciplinar do Meio Ambiente*, v. 6, n. 1, e236, 2024. DOI: 10.52664/rima.v6.n1.2024.e236.

LINS, F. A. C.; MONTENEGRO, A. A. A.; FARIAS, C. W. L. DE A.; SILVA, M. V. DA; SOUZA, W. M. DE; MOURA, G. B. DE A.; SILVA, T. G. F. DA; MONTENEGRO, S. M. G. L. Soil moisture and hydrological processes dynamics under climate and land use changes in a semiarid experimental basin, Brazil. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2024.03.001>. Acesso em: 3 de julho 2024

LIU, W.; WU, J.; XU, F.; MU, D.; ZHANG, P. Modeling the effects of land use/land cover changes on river runoff using SWAT models: A case study of the Danjiang River source area, China. *Environmental Research*, v. 242, p. 117810, 2024.

MACHADO, Ana Lúcia S. PACHECO, Jesuete Bezerra. Serviços Ecossistêmicos e o Mamoon, W.B.; Jahan, N.; Abdullah, F.; Rahman, A. Modeling the Impact of Climate Change on Streamflow in the Meghna River Basin: An Analysis Using SWAT and CMIP6 Scenarios. *Water* 2024, 16, 1117. <https://doi.org/10.3390/w16081117>

MARINHO FILHO, G. M. M; ANDRADE, R. S; ZUKOWSKI JUNIOR, J. C; MAGALHÃES FILHO, L. N. L. Modelos Hidrológicos: conceitos e aplicabilidades. *Revista de Ciências Ambientais, Canoas*, v.6, n.2, p. 35 a 47, 2012.

MARTINAZZO, R. et al. Fósforo microbiano do solo sob sistema plantio direto afetado pela adição de fosfato solúvel. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, n.3, p.563568, 2007.

MEKONNEN, Yitbarek Andualem; TENAGASHAWU, Diress Yigezu. Modeling of streamflow and water quality using SWAT model in the Ribb reservoir, Ethiopia.

Environment, Development and Sustainability, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10668-023-04213-w>. Acesso em: 02 ago. 2024.

MELLO, Kaline de; RANDHIR, Timothy O.; VALENTE, Roberta Avena; VETTORAZZI, Carlos Alberto. Riparian restoration for protecting water quality in tropical agricultural watersheds. *Ecological Engineering*, v. 108, p. 514-524, nov. 2017.

MIGUEL, B. H., & RENNÓ, C. D. (2020). Uso de dados de radar meteorológico em modelo hidrológico SCS-CN para a estimativa de escoamento superficial. *Revista Brasileira de Cartografia*, 72 (3), 501-516.

MORIASI, D. N.; GITAU, M. W.; PAI, N.; DAGGUPATI, P. 2015. Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. *Trans. ASABE* 58 (6), 1763–1785.

MORRISON, D.F. *Multivariate statistical methods*. 2.ed. Singapore: McGraw Hill, 1976. 415p

Nash, J. E., and J. V. Sutcliffe. 1970. "River flow forecasting through conceptual models. Part 1: A discussion of principles." *J. Hydrol.* 10 (3): 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).

NEITSCH, S. L, ARNOLD, J. G, KINIRY J. R, WILLIAMS, J. R. *Soil and water assessment tool: theoretical documentation version 2009*. Temple: BRC, 2011. 541 p.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. *Soil and water assessment tool theoretical documentation*. College Station, TX: Texas Water Resources Institute, 2009.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY, J. R.; WILLIAMS, J. R. Soil and Water Assessment Tool, Theoretical documentation version 2009. Temple/Texas: Blackland Research Center, 2011. Report nº 406, 618p.

NEPAL, D.; PARAJULI, P. B.; OUYANG, Y.; TO, S. D. F.; WIJEWARDANE, N. Assessing hydrological and water quality responses to dynamic landuse change at watershed scale in Mississippi. *Journal of Hydrology*, v. 625, p. 129983, Part A, out. 2023.

Nguyen, T. V., Dietrich, J., Dang, D. T., Tran, D. A., Doan, B. V., Sarrazin, F. J., Abbaspour, K., Srinivasan, R. (2022). An interactive graphical interface tool for parameter calibration, sensitivity analysis, uncertainty analysis, and visualization for the Soil and Water Assessment Tool. *Environmental Modelling & Software*, 156, 105497. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2022.105497>.

NIE, Yuxi; HUANG, Guoxian; TONG, Sichen; CHEN, Wei; SONG, Yonghui; WANG, Xiang; ZHANG, Qinghuan; JIANG, Pingfeng. Assessing the impacts of rice terraces and ponds on the sediment and phosphorus loads in a typical hilly watershed of three gorge reservoir, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 459, p. 142560, 25 jun. 2024.

NINGRUM, W.; APIP; NARULITA, I. Comparison of the application of HBV and HEC-HMS hydrology models for accessing climate change in the upper Citarum Watershed, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 850, n. 1, p. 012012, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/850/1/012012>. Acesso em: 01 ago 2024

ORLOB, G.T.editor, 1983. Mathematical Modelling of Water Quality: Streams, lakes, and Reservoirs, John Wiley and Sons.

Paiva, M. H. R. de; Gomes, P. C. S.; Dias, L. C. P.; Santiago, A. F. Validation of the MGB-IPH hydrological model for flows simulation in paired watershed in Minas Gerais, Brazil. *Ecological Modelling*, v. 491, p. 110699, maio 2024.

PARFITT, R.L. Anion adsorption by soils and soil materials. *Adv. Agron.*, 30:1-46, 1978.

PRAJAPATI, R. N.; IBRAHIM, N.; GOYAL, M. K.; THAPA, B. R.; MAHARJAN, K. R. Ground water availability assessment for a data-scarce river basin in Nepal using SWAT hydrological model. *Water Supply*, v. 24, n. 1, p. 254, 2023. DOI: 10.2166/ws.2023.332.

Prakash, C., Ahirwar, A., Lohani, A.K. et al. Comparative analysis of HEC-HMS and SWAT hydrological models for simulating the streamflow in sub-humid tropical region in India. *Environ Sci Pollut Res* 31, 41182–41196 (2024). <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33861-2>

REIS, J. S. A. Modelagem matemática da qualidade da água para o alto Rio das Velhas/MG. 2009. 169 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2009.

RHEINHEIMER, D.S. et al. Fósforo da biomassa microbiana em solos sob diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.24, n.3, p.589-597, 2000.

RHEINHEIMER, D.S; ANGHINONI, I. Accumulation of soil organic phosphorus by soil tillage and cropping systems in subtropical soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.34, n.15/16, p.2339-2354, 2003.

ROMEIRO, N. M. L. Simulação numérica de modelos de qualidade de água usando o método de elementos finitos estabilizados. 2003. 197 f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.

SANTOS, F. M.; PELINSON, N. S.; OLIVEIRA, R. P.; DI LOLLO, J. A. Using the SWAT model to identify erosion prone areas and to estimate soil loss and sediment

transport in Mogi Guaçu River basin in Sao Paulo State, Brazil. *CATENA*, v. 222, p. 106872, Mar. 2023.

Silva Netto, J. P. da. (2022). Panorama da Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, 11 (2), 241-258

SILVA, A. C. da. **Simulação da descarga fluvial em resposta a mudanças de uso e cobertura da terra: Bacia do Rio Bonfim, Petrópolis (RJ)**. 2013.Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geografia. UFRJ.

SONG, T.; KIM, K. Development of a water quality loading index based on water quality modeling. *Journal of Environmental Management*, n.3, v.90, p.1534-1543, 2009.

SRINIVASAN, R.; J. G. ARNOLD. (1994). Integration of a basin-scale water quality model with GIS. *Water Resour. Bull.* v. 30, n.3, pp. 453-462.

STREETER, W.H., PHELPS, E.B., 1925, "A study of the pollution and natural purification of the Ohio River", *Public Health Bull*, v. 146, U.S. Public health Service, Washington D.C.

Swilla, L., Katambara, Z. & Lingwanda, M. Calibration and verification of a hydrological SWMM model for the ungauged Kinyerezi River catchment in Dar es Salaam, Tanzania. *Model. Earth Syst. Environ.* 10, 2803–2818 (2024).
<https://doi.org/10.1007/s40808-023-01929-6>

TUCCI, C. E. M. (1987). **Modelos determinísticos**. In: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. *Modelos para gerenciamento de recursos hídricos*, Nobel/ABRH, p. 211-324.

TUCCI, C. E. M. 2009. *Hidrologia: Ciência e aplicação*. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – ABRH. Porto Alegre, RS. 4 ed. 1 reimp. 943p.

TUCCI, C. E. M. Modelos matemáticos em hidrologia e hidráulica. 1. ed. Rio de Janeiro: RBE - Revista Brasileira de Engenharia, 1986. v. 3. 600p.

TUCCI, C. E. M.. **Modelos Hidrológicos**. 2ª. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 678 p. 2005.

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

TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos e Desenvolvimento Sustentável. São Paulo: Editora Senac, 1992.

TUNDISI, J. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. Estudos avançados, v. 22, n. 68, p. 7-16. 2008.

Uliana, E. M., Silva, D. D. da, Moreira, M. C., Pereira, D. dos R., & Almeida, F. T. de. (2019). Modelo Hidrológico Híbrido para Previsão de Vazões na Bacia do Rio Piracicaba-MG. Revista Brasileira de Meteorologia, 34 (4), 471-480.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Hidrologia aplicada. São Paulo: Mc Graw Hill, 1975, 247p.

VIOLA, M. R.; MELLO, C. R. de; ACERBI Jr, F.W.; SILVA, A.M da. Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.13, p.581-590, 2009.

VON SPERLING, M. (2014) Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4th Edition, Editora UFMG, 472 p.

WHEATER, H. S.; SOROOSHIAN, S.; SHARMA, H. D. Hydrological Modelling in Arid and Semi-Arid Areas. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

ZHANG, Xianqi; QI, Yu; LI, Haiyang; WANG, Xin; YIN, Qiuwen. Assessing the response of non-point source nitrogen pollution to land use change based on SWAT model. **Ecological Indicators**, v. 158, p. 111391, jan. 2024.

ZHAO, J.; ZHANG, N.; LIU, Z.; ZHANG, Q.; SHANG, C. SWAT model applications: From hydrological processes to ecosystem services. *Science of The Total Environment*, v. 931, p. 172605, 2024.

ZOPPOU, C., (2001). Review of urban storm water models. *Environmental Modelling & Software*, Volume 16, Issue 3, abril 2001, p. 195–231.

APÊNDICE A – ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Essa análise foi realizada com o objetivo de analisar o comportamento temporal dos parâmetros de qualidade no reservatório em estudo, utilizando um conjunto de dados observados de qualidade de água em relação à precipitação, para o intervalo de 2005 a 2018. Para cada ano, foram utilizados dados observados de DBO, fósforo total, Nitrogênio Amoniacal, OD, pH, turbidez e precipitação. Todas as análises foram feitas por meio de rotinas computacionais implementadas no software R.

O método consiste na transformação do conjunto original de variáveis em outro, os componentes principais (CP), de dimensões equivalentes, porém com a vantagem de que cada componente retém porcentagem da variância original e que as variâncias decrescem do primeiro ao último componente principal (Morrison, 1976).

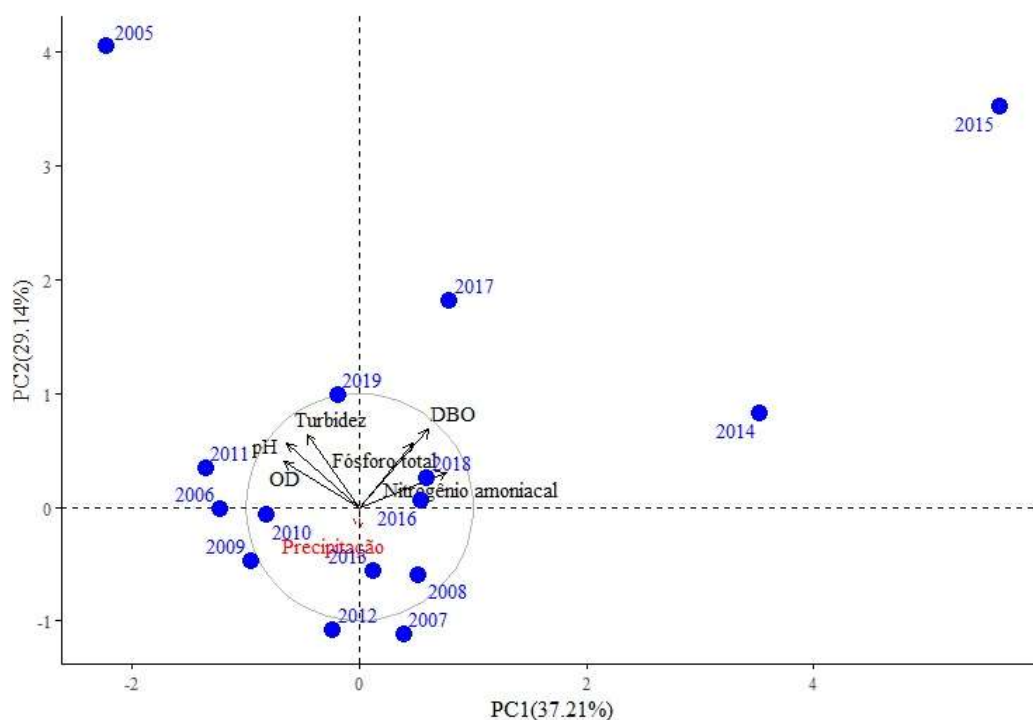
Nesse contexto, a análise de componentes principais deve contribuir na interpretação das relações entre as variáveis e consequentemente nas decisões (Baker et al., 1988; Roso & Fries, 1995). Além disso, espera-se que a análise possa contribuir com a interpretação dos resultados do modelo para fósforo total.

Com base nos resultados obtidos pela técnica dos componentes principais, é possível observar seu resultado gráfico, conforme **Erro! Fonte de referência não encontrada..** A análise foi realizada para compreender a relação dos parâmetros com a precipitação da região, visando apoiar a discussão na fase de ajuste do fósforo total.

Os dois primeiros CPs foram responsáveis por 66.35% da variação total, sobre a qualidade da água no reservatório de Carpina, no exutorio da subbacia 04. Partindo do valor indicado, o PC1 foi responsável por 37,21% e o segundo, PC2, por 29,14% das variações dos dados.

Os pontos em azul representam os conjuntos de valores (autovalores) dos parâmetros de qualidade, apontando a sua proximidade estatística com as componentes principais.

Figura - Biplot CP1 × CP2 sobre as variáveis de qualidade da água entre 2005 e 2019.



Fonte: o autor (2024)

As variáveis DBO e nitrogênio amoniacal apresentaram contribuições similares para o CP1, isto foi verificado pelas variáveis que têm vetor de maior comprimento e que foram mais próximas ao eixo CP1.

Existe uma correlação entre as variáveis DBO, fósforo total e nitrogênio amoniacal, pois formaram ângulos agudos entres as variáveis, assim como as variáveis de turbidez, pH e OD. Não existe correlação entre as variáveis turbidez e nitrogênio amoniacal, pois formam um ângulo próximo de 90 graus.

Pela CP1, entende-se que os anos de 2014 e 2015 apresentaram dados de qualidade discrepantes em relação aos outros anos. Esses dados apresentam maior discrepância também de todos os parâmetros, o que sugere que nesses anos houve condições de qualidade de água distintas, possivelmente com maiores concentrações de Fósforo, DBO, e Nitrogênio Amoniacal.

Para os anos como 2010, 2011, 2012 e 2013, os valores das variáveis de qualidade são menos extremos e mais próximos da média, sugerindo uma qualidade de água mais estável ou menos impactada.