



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO ACADÊMICO DO AGRESTE  
NÚCLEO DE TECNOLOGIA  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

ANA CAROLINA DOS SANTOS REIS

**UTILIZAÇÃO DO SUPER PARA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO USO E  
OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DE ÁGUAS: Um estudo de caso para a  
Bacia do Rio Ipojuca**

Caruaru

2023

ANA CAROLINA DOS SANTOS REIS

**UTILIZAÇÃO DO SUPER PARA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO USO E  
OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DE ÁGUAS: Um estudo de caso para a  
Bacia do Rio Ipojuca**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Coordenação do Curso de Engenharia Civil do  
Campus Agreste da Universidade Federal de  
Pernambuco – UFPE, na modalidade de artigo  
científico, como requisito parcial para  
obtenção do grau de Bacharel em Engenharia  
Civil.

**Área de concentração:** Recursos Hídricos

**Orientador(a):** Prof. Dr. Gilson Lima da Silva

Caruaru

2023

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que estiveram comigo durante esta trajetória e contribuíram para minha formação. Deixo aqui meu agradecimento especial àqueles que foram pilares fundamentais em minha caminhada acadêmica.

A Deus, por ter me proporcionado chegar até aqui.

Aos meus pais, Ane e André, pelo constante apoio e por nunca medirem esforços. Aos meus irmãos, Camille, Pedro e Maria Cecília, por serem parceiros de uma vida inteira e fontes de inspiração. Ao nosso amado gato, Fred, pela companhia em incontáveis madrugadas de estudo.

Aos meus queridos avós, Maria de Lourdes e José, Tarcísia (*in memoriam*) e Anfrísio, donos da minha eterna admiração e do mais puro amor que tenho dentro de mim.

Ao meu noivo, Alisson, por todo cuidado e paciência, por me dar forças em momentos difíceis e por sempre acreditar que eu seria capaz.

Aos meus amigos da faculdade, em especial, Maria Brunna, Érica, Emanuel e João, por tornarem essa jornada mais leve e por serem minha família em Caruaru.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Gilson Lima, pela sensibilidade que o diferencia como educador, pela orientação, apoio e confiança. Ao Prof. Dr. Saulo Bezerra e ao Me. José Floro Neto, por aceitarem o convite para compor a banca e por todo tempo dedicado a contribuir com o aprimoramento deste trabalho.

## **Utilização do SUPer para avaliação dos impactos do uso e ocupação do solo na qualidade de águas: Um estudo de caso para a Bacia do Rio Ipojuca**

### **Use of SUPer to evaluate the effects of land use and occupation on water quality: A case study for the Ipojuca River Basin**

**Ana Carolina dos Santos Reis <sup>1</sup>**

---

#### **RESUMO**

A hidrologia e a qualidade da água regem a saúde de uma bacia hidrográfica. Entretanto, esses fatores são constantemente modificados pelas atividades antrópicas e pelas mudanças no uso e ocupação do solo da região. A Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca foi escolhida como área de estudo neste trabalho pela sua importância no desenvolvimento do Agreste Pernambucano. Este estudo aplicou o modelo SWAT, através do sistema SUPer para criar um modelo hidrológico e de qualidade da água da bacia hidrográfica em estudo. A fim de analisar as interferências causadas no regime hidrológico na bacia, devido às mudanças na cobertura da terra, foram utilizados mapas de uso e cobertura do solo, disponibilizados pelo Projeto MapBiomass. Os resultados foram divididos em três conjuntos de dados para a série histórica de 1985 e 2020: processos hidrológicos da bacia (precipitação, escoamento superficial, quantidade de água no solo e evapotranspiração potencial), estimativas dos parâmetros de qualidade da água (nitrogênio total, fósforo total, carga de sedimentos e concentrações de nitrogênio, fósforo e oxigênio dissolvido) e principais categorias de uso e cobertura do solo (formação florestal, formação savânica, cana, pastagem, mosaico de usos e área urbanizada). A partir da Matriz de Correlação de Pearson, foi possível quantificar as principais correlações. Os resultados mostraram que ocorreu uma forte mudança no uso e ocupação do solo da região. Também foram observadas fortes ligações entre a mudança do uso do solo com a degradação da qualidade da água da bacia. Este estudo evidenciou a necessidade de um conhecimento detalhado e prévio do contexto hidrológico da área estudada. A aplicação da metodologia aqui apresentada se mostrou eficaz para futuras iniciativas de estudos ambientais e planejamento.

**Palavras-chave:** Uso e cobertura do solo, regime hidrológico, qualidade da água, SWAT, SUPer.

---

**ABSTRACT**

The hydrology and water quality define the hydrologic health of a watershed basin. However, these factors are constantly modified by human activities and land use and land cover changes. The Ipojuca River Basin was chosen as the study area in this research due its importance for the Agreste Pernambucano's development. This study applied the SWAT model, through the SUPer system, to create a hydrological and water quality model for basin. In order to analyze the hydrology consequences due the changes in land use and land cover, MapBiomas Project maps were used. The results were divided into three historical datasets from 1985 to 2020: hydrological processes of the basin (precipitation, surface runoff, soil water, and potential evapotranspiration), water quality parameters (total nitrogen, total phosphorus, sediment load, and concentrations of nitrogen, phosphorus, and dissolved oxygen), and main land use and land cover categories (forest formation, savanna formation, sugarcane, pasture, mosaic of uses, and urbanized area). Using the Pearson Correlation Matrix, it was possible to quantify the main correlations. The results showed a significant change in land use and land cover in the region. Strong connections were also observed between changes in land use and water quality degradation in the basin. This study highlighted the need of a detailed and prior understanding of the physical context of the area under study. The application of the methodology presented proved to be effective and crucial for future environmental studies and planning.

**Keywords:** Land use and land cover, hydrology, water quality, SWAT, SUPer.

---

**DATA DE APROVAÇÃO:** 6 de outubro de 2023.

---

## 1 INTRODUÇÃO

A água constitui um elemento crucial para a existência e manutenção da vida na Terra, uma vez que está presente no metabolismo dos mais diversos organismos e ecossistemas. A água participa do ciclo hidrológico, por meio da circulação entre os oceanos, a atmosfera e a crosta terrestre. Sua distribuição em diferentes estados físicos é essencial para moldar os padrões climáticos em escala global e local (Barbosa Júnior, 2022).

Conforme afirma a Lei Federal nº. 9.433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, conhecida como Lei das Águas, em situações de escassez o uso prioritário da água se dá ao consumo humano e a dessedentação de animais (Brasil, 1997), porém, a disponibilidade hídrica também é indispensável para o atendimento a outras demandas como a produção de alimentos, as atividades industriais e a geração de energia. A água mantém uma relação intrínseca com a trajetória das civilizações e tem possibilitado o progresso das sociedades através dos séculos. Porém, quando o crescimento das cidades acontece de forma rápida e desordenada, os desafios inerentes ao uso sustentável da água emergem como uma grande preocupação (Kässmayer, 2020).

Conforme afirma Silva Netto (2022), os desafios quantitativos referentes aos recursos hídricos estão associados à extremos climáticos, como escassez e inundações, já entre os qualitativos estão a deterioração dos corpos d'água e ecossistemas aquáticos e aqueles decorrentes dos impactos à saúde humana. O desenvolvimento de atividades econômicas nas bacias hidrográficas tem gerado uma crescente demanda por serviços e infraestruturas. Portanto, é fundamental a discussão sobre a disponibilidade, quantidade e qualidade da água para os usos humanos em equilíbrio com a preservação do meio ambiente.

Ao longo do processo de urbanização, áreas naturais, como florestas e áreas úmidas, são suprimidas para dar lugar a expansão das fronteiras agropecuárias, industriais e urbanas. Essa dinâmica de mudança de uso e cobertura do solo pode impactar diretamente nas condições climáticas e hidrológicas, bem como influenciar na descarga de nutrientes em suspensão, dissolvidos ou ainda agregados aos sedimentos (Talib; Randhir, 2023).

A supressão de reservas nativas gera um impacto significativo nos corpos hídricos ao reduzir a capacidade das florestas em atuarem como reguladoras naturais do regime das vazões de água. Quando somada a impermeabilização do solo, a canalização dos rios e o uso excessivo de água para agricultura, entre outros exemplos, tem-se como consequência a alteração no escoamento natural das bacias hidrográficas (Caldeira, 2020). Rocha *et al.* (2022) afirmam que a falta de controle sobre a ocupação antrópica e o uso do solo colabora com a menor infiltração da água

no solo e aumento do volume de água escoado na bacia, fazendo com que o rio atinja seu pico de vazão de cheias de maneira mais rápida.

Além da alteração no regime hídrico causada pela retirada da vegetação natural, as mudanças de uso e cobertura da terra também contribuem, direta ou indiretamente, na contaminação dos recursos hídricos. Em regiões rurais com intensa atividade agrícola e pecuária, as águas superficiais e subterrâneas são afetadas por fontes de poluição difusa provenientes da utilização de elevadas doses de fertilizantes e pesticidas, bem como por técnicas de irrigação inadequadas (Zhang *et al.*, 2020).

Em regiões urbanizadas, fontes de poluição difusas, geradas ao longo da superfície da bacia e direcionadas aos corpos de água pelo escoamento de águas pluviais carregadas de contaminantes, além de fontes pontuais, como o lançamento de esgoto bruto e tratado, atingem os corpos hídricos deteriorando a qualidade da água (Nogueira, 2020). Com base nos dados do 26º Diagnóstico Anual dos Serviços de Água e Esgotos, estima-se que apenas 50,8% de todo o esgoto gerado é devidamente coletado e tratado no Brasil (Brasil, 2021).

A matéria orgânica presente nos efluentes sanitários é uma das principais causas da eutrofização. Rocha (2020), afirma que esse processo consiste no aumento excessivo da concentração de nutrientes, como o nitrogênio (N) e o fósforo (P). Como consequência desse desequilíbrio, e favorecido pelas condições adequadas de luz, temperatura e pH, tem-se o desenvolvimento de algas e microalgas. Nabout *et al.* (2022) apontam que a respiração, crescimento e a decomposição de tais matérias vegetais provocam a redução da disponibilidade de oxigênio dissolvido na água, tão necessário ao equilíbrio da vida aquática.

A gestão integrada dos recursos hídricos e a governança dos sistemas de políticas, instrumentos e instituições que operam nos setores de água, saneamento, meio ambiente e desenvolvimento é um desafio global do qual o Brasil não está isento (Marcon, 2023). Devido à geografia e padrões climáticos variados, as regiões brasileiras enfrentam diferentes níveis de disponibilidade ou escassez de água e grau de conservação hídrica. Assim, cada região carece de uma gestão de recursos particular e pensada para a sua realidade.

A disponibilidade hídrica do Nordeste brasileiro é uma questão especialmente crítica e alguns aspectos em conjunto tornam os recursos hídricos ainda mais preciosos na região. O semiárido nordestino apresenta baixos totais pluviométricos, com distribuição irregular das chuvas e altas taxas de evaporação da água, associadas a elevada temperatura e baixa umidade do ar (Sales, 2019). Outrossim, algumas sub-regiões do Nordeste são periodicamente afetadas por secas prolongadas, o que pode causar impactos tanto na disponibilidade, quanto na qualidade da água para o uso humano.

Ressalta-se ainda que o Agreste pernambucano é uma sub-região no Nordeste que merece atenção, especialmente devido ao clima semiárido e aos desafios persistentes em relação à disponibilidade de água. Um dos principais rios da região, o Rio Ipojuca, apesar de desempenhar um papel crucial no abastecimento de água para a população, também enfrenta sérios desafios quanto à poluição dos corpos d'água. De acordo com o acompanhamento sistemático da Bacia do Rio Ipojuca, realizado pela CPRH, o rio encontra-se poluído devido, principalmente, às elevadas concentrações de amônia, fósforo e coliformes termotolerantes (Pernambuco, 2020).

O lançamento de efluentes domésticos e industriais, a demanda hídrica crescente e a degradação ambiental da bacia têm desafiado a gestão local dos recursos hídricos (Vasconcelos Júnior, 2020). Para guiar a sociedade em direção ao desenvolvimento sustentável e a fim de unir forças para o bem comum, a Organização das Nações Unidas (ONU) incentivou os Estados-Membros e Instituições a adotarem a Agenda 2030, um conjunto de programas, ações e diretrizes fundamentadas nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis (ODS) (ANA, 2019). Entre os ODS é possível observar a preocupação com a Água Potável e Saneamento (ODS-6), Cidades e Comunidades Sustentáveis (ODS-11), Vida na Água (ODS-15) e Vida Terrestre (ODS-16), os quais são pilares do presente estudo (Mcarthur; Rasmussen, 2018).

Um grande aliado no desenvolvimento de políticas ambientais sustentáveis é o uso da tecnologia. Através de avanços em sensoriamento remoto, big data, computação em nuvem, aprendizado de máquina e modelagem computacional, a tecnologia tem permitido análises efetivas e previsões eficazes dos processos ambientais (Chen *et al.*, 2022). Assim, a tecnologia atua como ferramenta crucial para a gestão e proteção dos recursos naturais, desde o estudo e monitoramento de expansão agrícola e urbana até a simulação de fenômenos extremos e projeções de mudanças climáticas (INPE, 2019).

O georreferenciamento entra em cena como uma ferramenta tecnológica essencial para a hidrologia. Por meio de tecnologias de sensoriamento remoto e sistemas de informações geográficas (SIGs) é possível coletar, armazenar, analisar e visualizar dados hidrológicos em escala geográfica (Silva, 2023). O geoprocessamento integrado a modelos hidrológicos também permite o monitoramento contínuo à nível espacial e de forma representativa do comportamento das águas superficiais e subterrâneas em bacias hidrográficas extensas (Oliveira, 2020).

A tecnologia também permite a criação de modelos hidrológicos que constitui uma ferramenta de representação de processos hidrológicos complexos a partir de dados observados, por meio de uma linguagem simples, capaz de prever respostas para diferentes entradas (Tucci, 2005).

Elaborar previsões de qualidade da água frente ao aumento da frequência de extremos climáticos, transformações no uso do solo, urbanização e poluição de fontes difusas, costuma ser uma tarefa desafiadora para a gestão dos recursos hídricos. Por esse motivo, o emprego de modelos hidrológicos desempenha um papel fundamental, uma vez que possibilita a simulação de cenários e estratégias para a gestão eficaz dos recursos hídricos, levando em conta diretrizes políticas, processos decisórios, análises de riscos e a preservação da qualidade da água (Fabian *et al.*, 2023).

O Soil and Water Assessment Tool (SWAT) é um modelo hidrossedimentológico e de qualidade de água desenvolvido pelo Agricultural Research Service/United States Department of Agriculture (ARS/USDA) dos Estados Unidos. Segundo Abbaspour (2019), o SWAT opera de modo semi-distribuído, contínuo no tempo e baseado em processos. O que significa dizer que o modelo trabalha em um passo de tempo diário, em especial para produções em longo prazo, e divide a bacia em Unidades de Resposta Hidrológica (URH), que são áreas ou unidades discretas dentro de uma bacia hidrográfica que compartilham características hidrológicas semelhantes (Neitsch *et al.*, 2011).

A utilização da interface do modelo acoplada a softwares de geoprocessamento (como o QGis e ArcGis), possibilita a integração de bancos de dados, criação e manipulação de cenários e a representação espacial das variáveis simuladas (Acosta, 2017). Dessa forma, a aplicação do SWAT pode fornecer uma base sólida para a gestão sustentável dos recursos hídricos e na tomada de decisões relacionadas ao uso e ocupação dos solos (Passos *et al.*, 2021).

Nesse contexto, o Sistema de Unidades de Resposta Hidrológica para Pernambuco (SUPER) se apresenta como uma ferramenta para avaliação de bacias hidrográficas, fruto de uma parceria entre a UFPE, UFRPE, UFCG, ITEP e a Texas A&M University. O SUPER foi desenvolvido com a iniciativa de promover simulações através do modelo SWAT e atuar como um facilitador deste. O sistema fornece banco de dados pré-carregados em sua plataforma interativa da web para modelagem de bacias hidrográficas, facilitando a simulação de todas as possibilidades que o SWAT oferece (Galvêncio, 2021). O SUPER ainda provê o programa Run SWAT Check que analisa os resultados do modelo do projeto SWAT e performa várias checagens simples a fim de identificar potenciais problemas.

O presente trabalho é motivado pela carência de estudos aprofundados que explorem a correlação entre a qualidade da água, as mudanças de uso e cobertura do solo e as mudanças climáticas na Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca. A principal finalidade é investigar e analisar essa relação, a partir da aplicabilidade do SUPER, como plataforma facilitadora de modelagens SWAT, e de mapas anuais de uso e cobertura do solo. A intenção do estudo é fornecer

informações que possam auxiliar as tomadas de decisão referente à gestão do uso da bacia e apoiar novas pesquisas e abordagens para compreender os impactos dessas variáveis.

## **1.1 Objetivos**

### **1.1.1 Geral**

O presente estudo concentra-se em avaliar os impactos causados pelo uso do solo e regime hidrológico através do método SUPer em uma bacia hidrográfica do Agreste Pernambucano, Brasil.

### **1.1.2 Específicos**

- Realizar revisão sistemática na literatura;
- Analisar as mudanças de uso e cobertura do solo através de mapas anuais do MapBiomas;
- Realizar simulações utilizando o SWAT através do sistema SUPer;
- Analisar as correlações entre os cenários de uso e cobertura do solo, os padrões hidrológicos e a qualidade da água da bacia;

---

## **2 METODOLOGIA**

O processo de obtenção dos resultados foi dividido em três etapas. Em primeiro momento, foram coletados e processados os mapas históricos dos padrões de uso e ocupação da bacia do rio Ipojuca. Em seguida, as séries de dados históricos referentes ao ciclo hidrológico e a parâmetros de qualidade da água foram simulados. Por fim, foi realizada uma análise estatística dos dados, o que permitiu a determinação quantitativa das correlações entre os dados anuais encontrados.

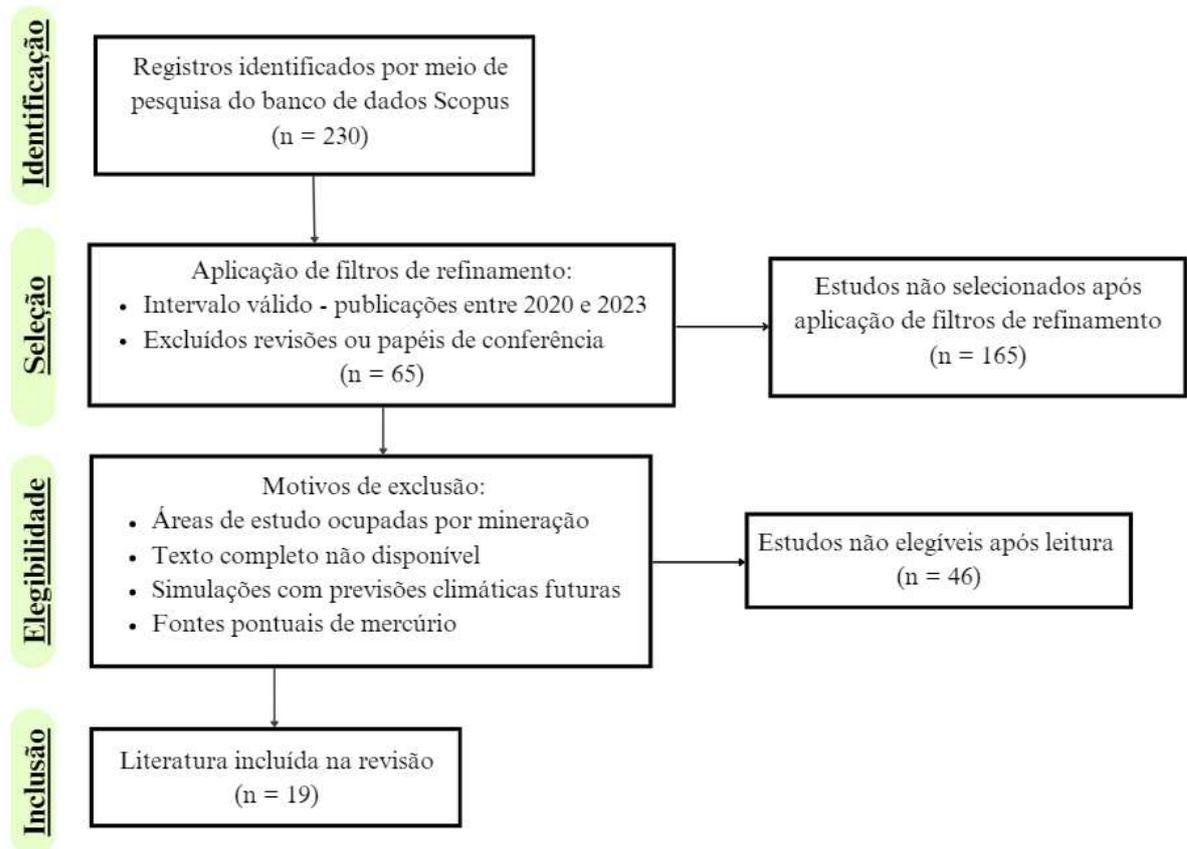
É importante ressaltar que até o momento de obtenção dos dados, o SUPer possibilitava simulações a partir de janeiro de 1961 até março de 2021, enquanto no MapBiomas estavam disponíveis os mapas anuais de 1985 a 2022. Assim, foi escolhido para o presente trabalho o maior período possível de análise anual completa, entre janeiro de 1985 e dezembro de 2020, o que resultou em uma série de dados composta por 35 anos.

## 2.1 Revisão da literatura

A revisão de literatura foi elaborada com o intuito de estruturar de forma simplificada as principais variáveis hidrológicas e de uso do solo que impactam de forma significativa nos recursos hídricos no mundo.

Para tanto, realizou-se a pesquisa de publicações na base de dados Scopus. O método utilizado para a revisão seguiu as diretrizes do PRISMA 2020 (Page *et al.*, 2021), o qual compreende quatro fases, conforme observado na Figura 1. Os termos de pesquisa incluíram uma combinação de palavras-chave relacionando a aplicação do SWAT na análise das mudanças de uso e cobertura do solo, regime hidrológico e qualidade da água (Tabela 1).

**Figura 1** – Diagrama de fluxo da busca da literatura e triagem para revisão.



Fonte: Autora (2023)

**Tabela 1** – Palavras-chave para busca da literatura da revisão.

CATEGORIA	PALAVRAS-CHAVE
Modelo hidrológico	(SWAT) AND

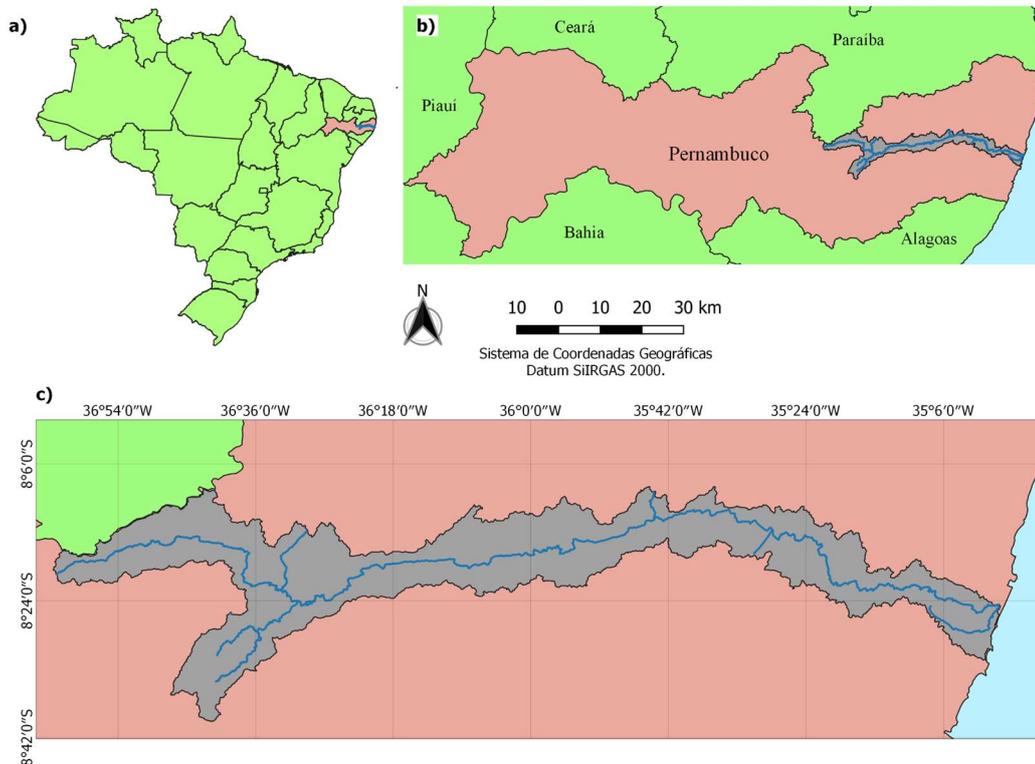
Mudanças de uso e cobertura (“land use” OR “land cover” OR “LULC”) AND  
 (“change” OR “transition”) AND  
 Qualidade da água (“watershed”) AND (“water quality”)

Fonte: Autora (2023)

## 2.2 Caracterização da área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca (BHRI) está totalmente inserida no estado de Pernambuco. Fica localizada na porção nordeste do estado, entre os paralelos 08° 09’ 50’’ e 08° 40’ 20’’ de latitude Sul e os meridianos 34° 57’ 52’’ e 37° 02’ 48’’ de longitude Oeste (Figura 2). A BHRI corresponde à Unidade de Planejamento Hídrico UP5, que após a atualização do Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco - PERH/PE, em 2022, passou a agregar também a antiga área do Grupo de Bacias de Pequenos Rios Interiores 3 (GL3). Assim, a região hidrográfica totaliza 3.587,24 km<sup>2</sup> de extensão territorial (Pernambuco, 2022).

**Figura 2** – Localização da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, onde (a) representa o Brasil, país da área de estudo; (b) o estado de Pernambuco, localizado no nordeste do Brasil; (c) destaque para a Bacia Hidrográfica do Ipojuca no estado de Pernambuco.



Fonte: Autora (2023)

A nascente do Rio Ipojuca localiza-se no município de Arcoverde a cerca de 900 metros de altitude e percorre um total de 24 municípios, dentre os quais, 14 possuem suas sedes inseridas na bacia (Pernambuco, 2022). Se destacam pela relevância turística e econômica, os municípios

de Ipojuca, Caruaru, Belo Jardim, Gravatá, Arcoverde e Bezerros. Seu regime fluvial é intermitente, tornando-se perene a partir de seu médio curso, nas proximidades do município de Caruaru (APAC, 2023). O percurso total do rio é de cerca de 320 km orientado na direção oeste-leste, até seu estuário, ao sul do Porto de Suape, em Ipojuca, onde deságua no oceano atlântico.

A BHRI estende-se por diversas mesorregiões de Pernambuco, desde a região metropolitana de Recife, ao litoral do estado, até a Mata, Agreste e Sertão pernambucano. Desse aspecto, denota-se a complexidade da bacia em função da presença de contrastes climáticos, de relevo, de uso e cobertura vegetal e, ainda, de aspectos socioeconômicos. Outrossim, é fundamental pontuar que a região representa uma via de comunicação privilegiada para o estado, pois atravessa desde o litoral até o agreste até o Litoral pernambucano (Pernambuco, 2022).

O clima da bacia, segundo o modelo climático de Köppen, tem predominância do tipo As, seguido do tipo Am e Bsh, que correspondem ao clima tropical seco de savana, tropical de monções e semiárido quente, respectivamente (Holanda *et al.*, 2021). Na bacia, a respeito da temperatura média anual, registram-se temperaturas mínimas que flutuam entre 19 °C e 22,5 °C. As médias variam entre 20,5 °C e 23,5 °C, enquanto as máximas entre 29,1 °C e 29,5 °C (Pernambuco, 2022).

As condições pluviométricas na região da BHRI seguem um ciclo anual que compreende períodos de seca e chuva. Durante o período seco, há episódios intercalados de chuvas de curta duração e caráter irregular. Em condições normais, a estação seca abrange aproximadamente seis meses do ano, podendo se estender ainda mais em períodos de restrição hídrica. O período chuvoso tem início em abril e pode persistir até o início de agosto (Medeiros, 2020).

### **2.3 Mudanças de uso e cobertura do solo**

A obtenção dos mapas anuais de uso e cobertura do solo se deu através da coleção 7.1 do MapBiomias. O projeto utiliza imagens multiespectrais temporais produzidas pelos satélites Landsat, com 30 metros de resolução espacial, para produzir mapas anuais de uso e cobertura do solo em formato *GeoTiff*. O processamento digital das imagens foi feito na nuvem e as classificações pixel a pixel feitas por algoritmos de aprendizagem de máquina (*machine learning*) na plataforma Google Earth Engine (MapBiomias, 2023).

Os mapas do período de 1985 a 2020 foram carregados no software de geoprocessamento QGis na versão 3.10.12 com o GRASS 7.8.4, recortados para a área relativa à bacia do Rio Ipojuca e classificados de acordo com a paleta de cores RGB de cada classe da legenda. Cada

mapa foi reprojetoado para o sistema de coordenadas geográficas SIRGAS 2000 24S e com o uso da ferramenta *r.report* foram gerados relatórios de estatística de área para cada uma das classificações, o que possibilitou a representação percentual de cada classe por ano.

Para a análise de mudanças de cobertura da terra foi implementado o diagrama de Sankey, que possibilitou a visualização das principais transições de áreas entre as classes temáticas (Antunes *et al.*, 2019). O diagrama de Sankey foi gerado a partir dos mapas de uso e cobertura de 1985 e 2020, usando o R, uma linguagem de programação estatística e gráfica, através das bibliotecas OpenLand e Terra. As imagens foram carregadas e processadas, criando uma tabela de contingência e definindo uma legenda para as categorias. Por fim, foi traçado um diagrama de Sankey para visualizar as transições de uso e cobertura da terra, o código utilizado consta no Apêndice A.

#### 2.4 Processos hidrológicos da bacia

O regime hidrológico da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca foi estimado através da interface online do SUPER, utilizando o modelo físico-hidrológico SWAT. O sistema SUPER possui dados de entrada pré-carregados, como modelos digitais de elevação, mapas de uso do solo, mapas de tipos de solo, dados fluviométricos e meteorológicos. O primeiro passo para execução do modelo foi a criação de um novo projeto, seguido pela delimitação da área das sub-bacias e a definição do sentido do fluxo da rede de drenagem da BHRI, dado a partir da cabeceira em direção a sub-bacia a jusante. Assim, o projeto final foi formado por 14 sub-bacias, conforme observa-se na Figura 3, e 71 URHs, abrangendo uma área de 3.565,13 km<sup>2</sup>. A área de cada sub-bacia indicada pelo SUPER e a porcentagem referente à área total da bacia encontram-se na Tabela 2.

**Figura 3 – Divisão da BRHI em sub-bacias para a simulação**



Fonte: SUPER (2023)

**Tabela 2 – Áreas relativas a cada sub-bacia definidas para a BRHI**

SUB-BACIA	ÁREA (km <sup>2</sup> )	ÁREA (%)
1	312,22	8,76%
2	437,3	12,27%
3	684,47	19,20%
4	476,34	13,36%
5	159,98	4,49%
6	22,82	0,64%
7	234,72	6,58%
8	350,52	9,83%
9	143,83	4,03%
10	112,94	3,17%
11	63,58	1,78%
12	155,89	4,37%
13	243,02	6,82%
14	167,5	4,70%

Fonte: Autora (2023)

Após a criação do projeto, deu-se sequência à configuração do cenário para a simulação. O período escolhido para análise foi de janeiro de 1980 a dezembro de 2020, com 5 anos de aquecimento do modelo. Apesar do modelo SWAT ser alimentado com dados diários, a escolha para a saída do projeto recaiu sobre uma frequência mensal. Isso ocorreu devido ao enfoque nos padrões sazonais e de longo prazo (Delia *et al.*, 2021). O modelo foi executado na versão SWAT 2012 rev. 685.

Por fim, foram definidas as variáveis de saída para impressão, mostradas na Tabela 3, e deu-se sequência a execução do modelo. Foram selecionadas como variáveis de impressão os dados de precipitação, evapotranspiração e escoamento, que juntos caracterizam o balanço hídrico superficial referente a terra (Padrón *et al.*, 2017), além de dados de quantidade de água no solo (SW). Foi adotada a opção *output.sub* através da estatística média para a impressão de dados do regime hidrológico de cada sub-bacia a fim de simplificar a modelagem e evitar flutuações excessivas nos resultados. Os resultados foram extraídos em formato *CSV*.

**Tabela 3 – Parâmetros do ciclo hidrológico**

PARÂMETRO	DESCRIÇÃO
<b>PRECIP</b>	Precipitação média total na sub-bacia (mm H <sub>2</sub> O)
<b>PET</b>	Evapotranspiração potencial (mm H <sub>2</sub> O)
<b>SURQ</b>	Escoamento superficial (mm H <sub>2</sub> O)
<b>SW</b>	Teor de água no solo (mm H <sub>2</sub> O)

Fonte: Autora (2023)

Como todo modelo matemático, o SWAT utiliza equações para a modelagem desejada. A evapotranspiração potencial é definida a partir do método de Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1989). Conforme descrito por Neitsch *et al.* (2011), o escoamento superficial é obtido através do método Curva-Número do Soil Conservation Service. Ainda segundo os autores, a equação de balanço de água, conforme a Equação 1, utilizada pelo SWAT, tem como base físico-matemática a conservação da quantidade de massa, representada pela quantidade de água presente no sistema.

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t R_{\text{day}} - Q_{\text{surf}} - E_a - w_{\text{seep}} - Q_{\text{gw}} \quad (1)$$

Onde  $SW_t$  é a quantidade final de água no solo (mm H<sub>2</sub>O),  $SW_0$  é a quantidade inicial de água no solo no dia  $i$  (mm H<sub>2</sub>O),  $t$  é o tempo (dias),  $R_{\text{day}}$  é a precipitação diária,  $Q_{\text{surf}}$  é o escoamento superficial total diário (mm),  $E_a$  é a evapotranspiração diária (mm),  $w_{\text{seep}}$  é a percolação (mm H<sub>2</sub>O) e  $Q_{\text{gw}}$  é o fluxo de retorno diário (mm H<sub>2</sub>O).

## 2.5 Dados estimados de qualidade da água

O SUPer amplia a usabilidade do SWAT ao possibilitar a simulação dos efeitos das práticas de gestão em uma ampla gama de contextos para prever o impacto das mudanças de uso e cobertura da terra na produção de sedimentos (Shi; Huang, 2021) e nutrientes (Epelde *et al.*, 2015; Donmez *et al.*, 2020). Essa funcionalidade foi relevante para estimar os parâmetros de qualidade da água, Tabela 4.

**Tabela 4 – Parâmetros de qualidade de água**

PARÂMETRO	DESCRIÇÃO
<b>SYLD</b>	Produção de sedimentos (ton.ha <sup>-1</sup> )
<b>ORG N</b>	Nitrogênio orgânico liberado ao alcance (kg.ha <sup>-1</sup> )
<b>N SURF</b>	Nitrato liberado ao alcance (kg.ha <sup>-1</sup> )
<b>ORG P</b>	Fósforo orgânico liberado ao alcance (kg.ha <sup>-1</sup> )
<b>P SOL</b>	Fósforo solúvel liberado ao alcance (kg.ha <sup>-1</sup> )
<b>P SED</b>	Fósforo mineral ligado ao sedimento liberado ao alcance (kg.ha <sup>-1</sup> )
<b>N CONC</b>	Concentração total de nitrogênio (mg.L <sup>-1</sup> )
<b>P CONC</b>	Concentração total de fósforo (mg.L <sup>-1</sup> )
<b>OX DIS CONC</b>	Concentração total de oxigênio dissolvido (mg.L <sup>-1</sup> )

Fonte: Autora (2023)

No SWAT, a erosão e a produção de sedimentos são estimadas para cada URH usando a

Equação Universal Modificada de Perda de Solo (MUSLE) (Williams, 1975), que utiliza a quantidade de escoamento superficial após evento de precipitação para simular a perda do solo por unidade do solo (sed), em toneladas métricas (Neitsch *et al.*, 2011). A MUSLE é definida conforme Equação 2.

$$\text{sed} = 11,8 \cdot (Q_{\text{surf}} \cdot q_{\text{pico}} \cdot \text{area}_{\text{URH}})^{0,56} \cdot K_{\text{USLE}} \cdot C_{\text{USLE}} \cdot P_{\text{USLE}} \cdot LS_{\text{USLE}} \cdot \text{CFRG} \quad (2)$$

Onde  $Q_{\text{surf}}$  representa o volume de escoamento superficial ( $\text{mmH}_2\text{O} \cdot \text{ha}^{-1}$ ),  $q_{\text{pico}}$  é a taxa de escoamento de pico ( $\text{m}^3/\text{s}$ ),  $\text{area}_{\text{URH}}$  é a área da unidade de resposta hidrológica na qual é estimado o aporte de sedimentos (ha),  $K_{\text{USLE}}$  é o fator de erodibilidade do solo,  $C_{\text{USLE}}$  é o fator de uso e manejo,  $P_{\text{USLE}}$  é o fator das práticas conservacionistas,  $LS_{\text{USLE}}$  o fator topográfico e CFRG o fator de fragmento bruto.

Para a simulação do nitrogênio, o SWAT considera cinco reservatórios diferentes de nitrogênio, sendo dois reservatórios de formas inorgânicas,  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$ . A movimentação do nitrato ocorre principalmente nas formas orgânicas de N e nitrato (Neitsch *et al.*, 2011). A quantidade de nitrato removido durante o escoamento superficial é estimada pela Equação 3.

$$\text{NO}_{3\text{surf}} = \beta_{\text{NO}_3} \cdot \text{conc}_{\text{NO}_3, \text{móvel}} \cdot Q_{\text{surf}} \quad (3)$$

Sendo  $\text{NO}_{3\text{surf}}$  o nitrato removido durante o escoamento superficial ( $\text{kg N ha}^{-1}$ ),  $\beta_{\text{NO}_3}$  o coeficiente de percolação de nitrato e  $\text{conc}_{\text{NO}_3, \text{móvel}}$  a concentração de nitrato na água móvel nos 10 mm superiores do solo ( $\text{kg N mmH}_2\text{O}^{-1}$ ).

Para a simulação do fósforo, o modelo monitora seis reservatórios de fósforo no solo, dos quais três são formas inorgânicas. O fósforo escapa do solo através da absorção pelas plantas e da erosão. O fósforo solúvel e o P orgânico e mineral fixados nos sedimentos durante o escoamento superficial representam os principais mecanismos de transporte do fósforo (Neitsch *et al.*, 2011). A solução P transportada ( $P_{\text{surf}}$ ) durante o escoamento superficial ( $\text{kg P ha}^{-1}$ ) é calculada segundo a Equação 4.

$$P_{\text{surf}} = \frac{P_{\text{solution, surf}} \cdot Q_{\text{surf}}}{\rho_b \cdot \text{depth}_{\text{surf}} \cdot k_{d, \text{surf}}} \quad (4)$$

Na qual  $P_{\text{solution, surf}}$  é a quantidade de fósforo em solução nos 10 mm superiores ( $\text{kg P/ha}$ ),

$\rho_b$  é a densidade aparente dos 10 mm superiores ( $\text{Mg}/\text{m}^3$ ),  $\text{depth}_{\text{surf}}$  é a profundidade da camada superficial, e  $k_{d,\text{surf}}$  é o coeficiente de partição de fósforo no solo ( $\text{m}^3/\text{Mg}$ ).

## 2.6 Matriz de correlação

Em posse dos resultados do modelo SWAT e dos padrões de uso e cobertura da terra na Bacia do Rio Ipojuca, deu-se prosseguimento a análise estatística de dados. O intuito da análise foi investigar a possível correlação entre os impactos das mudanças do regime hidrológico e da cobertura do solo nos parâmetros de qualidade da água e aporte de sedimentos na bacia.

Para avaliar a relação entre as variáveis encontradas no presente trabalho foi escolhido o método estatístico do Teste de Coeficiente de Correlação de Pearson, devido a sua capacidade de medir a intensidade e a direção da relação linear entre duas variáveis contínuas, de modo a fornecer informações sobre a associação entre elas.

O *software* utilizado foi o Jamovi (versão 2.4.6), que recebeu como entrada a matriz composta por todos os dados anuais compilados, que pode ser observada na Tabela B1 do Apêndice B, e realizou o cruzamento de todas as variáveis pelo Método de Pearson para retornar os coeficientes de correlação, calculado a partir da Equação 5, e o p-value, valor usado para indicar os resultados estatisticamente significativos.

$$r = \frac{\sum(x-m_x)(y-m_y)}{\sqrt{\sum(x-m_x)^2(y-m_y)^2}} \quad (5)$$

Onde  $x$  e  $y$  são vetores de comprimento  $n$  e  $m_x$  e  $m_y$  correspondem às médias de  $x$  e  $y$ , respectivamente.

O coeficiente de Pearson ( $r$ ) varia de -1 a 1, sendo o sinal o indicativo para a associação de correlação positiva ou negativa, e o valor 0 representativo da correlação não existente. Quando o aumento ou decréscimo em uma variável resulta no mesmo impacto em outra variável a correlação foi considerada positiva. Caso contrário, quando a variação é inversamente proporcional, a correlação foi considerada negativa. A classificação do grau da correlação de acordo com os intervalos consta na Tabela 5. Já a significância estatística foi estabelecida quando  $p\text{-valor} < 0,05$ .

**Tabela 5 - Classificação do grau de correlação de Pearson**  
**COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO (R) GRAU DE CORRELAÇÃO**

0,01 a 0,19	Muito fraca
0,20 a 0,39	Fraca
0,40 a 0,69	Moderada
0,70 a 0,89	Forte
0,90 a 0,99	Muito forte

Fonte: Autora (2023)

---

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Referencial Bibliográfico

A busca por uma percepção mais precisa da dinâmica hídrica em bacias hidrográficas se deu a partir de análises de correlação entre a modelagem numérica da qualidade da água, variáveis hidrológicas e padrões de uso da terra. A análise de literatura permitiu identificar diversos métodos alternativos para a compreensão desses processos, em especial em bacias hidrográficas complexas.

Isto posto, vale destacar que o modelo SWAT se mostrou peça fundamental para a simulação e análise dos resultados observados e estimados, conforme observado em Tram *et al.* (2022) e Chen *et al.* (2022), assim como quando combinado a outras ferramentas de análises estatísticas, como nos estudos de Delia *et al.* (2021), Le *et al.* (2023), Lee *et al.* (2021) e Cakir *et al.* (2020).

Nos artigos analisados ficou evidente, por meio de relações estatisticamente significativas, que o modo como as políticas de uso da terra e das atividades antrópicas se desenvolvem nas bacias hidrográficas pode afetar a hidrologia da mesma (Ni *et al.*, 2021; Shukla *et al.*, 2020) e aumentar os processos erosivos e de descargas de nutrientes (Delia *et al.*, 2021; Tram *et al.*, 2022; Golzari; Abyaneh, 2022).

Outrossim, os impactos sobre os parâmetros de qualidade de água, os indicadores de aumento da carga de nitrogênio nitrato ou nitrogênio amoniacal foram mais intensivamente observados em áreas agrícolas e rurais, devido ao uso excessivo de fertilizantes e em terras urbanas devido à alta densidade populacional e maior coleta de nutrientes (Le *et al.*, 2023; Aslani *et al.*, 2023; Wang *et al.*, 2021; Cakir *et al.*, 2020; Golzari; Abyaneh, 2022; Wang *et al.*, 2021). Quando estudados os padrões de sazonalidade e relevo, foi constatado que as cargas de nitrogênio foram maiores em épocas chuvosas, estações de outono e primavera (Wang *et al.*, 2021; Risal *et al.*, 2020) e em regiões com declividades maiores (Lee *et al.*, 2021).

Quanto a carga de fósforo nas bacias estudadas, pode-se observar que são maiores quanto maiores forem as áreas de cultivo e terras agrícolas e de pastagem, sendo mais expressivo durante períodos chuvosos, assim como o nitrogênio (Ni *et al.*, 2021; CHEN *et al.*, 2022).

A erosão do solo e carga de sedimentos foram relacionadas com terras áridas e regiões montanhosas, conforme os estudos de Yuan *et al.* (2020) e Tram *et al.* (2022). Porém, quanto a preservação das florestas não fragmentadas, foram constatadas melhorias diretas de parâmetros de qualidade de água quando essas regiões foram preservadas (Delia *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021; Zong *et al.*, 2020).

A Tabela 6 apresenta uma síntese elaborada a partir da leitura dos trabalhos selecionados, com os respectivos objetivos e principais resultados. Observar estudos em diferentes regiões do globo foi fundamental para subsidiar interpretações sobre a relação entre o manejo do solo, o regime hidrológico ao longo dos anos com os aspectos qualitativos sobre os recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca, objeto de estudo do presente trabalho.

**Tabela 6 – Estudos sobre mudanças do uso do solo e da hidrologia na modelagem da qualidade da água**

REFERÊNCIA	ÁREA DE ESTUDO	MODELO	ESCOPO E PRINCIPAIS RESULTADOS
Le et al. (2023)	Reservatório Tri Na, Irã.	SWAT, Otimização por enxame de partículas.	<i>Escopo:</i> Investigar o impacto das mudanças no uso e cobertura da terra (LULC) no fluxo e na carga de nitrato da bacia a montante do rio Dong Nai, que é a maior bacia hidrográfica do reservatório. A partir de vários cenários LULC, incluindo 2000, 2010 e 2020. <i>Resultados:</i> Não houve diferenças significativas no fluxo de água e na carga de nitratos ao nível da bacia nos diferentes cenários LULC. Contudo, ao olhar para o nível da sub-bacia, houve diferenças na carga de nitrato entre os cenários. Isto sugere que os impactos do LULC na carga de nitratos podem ser mais pronunciados em escalas menores.
Aslani et al. (2023)	Bacia do Rio Jajrood, Irã.	SWAT, Algoritmo de Otimização Multiobjetivo.	<i>Escopo:</i> Simular a carga de nitrato em uma bacia hidrográfica rural para avaliar o estado qualitativo do riacho de saída ao longo de 28 anos (1991–2019) e avaliar a influência das melhores práticas de gestão agrícola (BMPs). <i>Resultados:</i> Os BMPs recomendados para reduzir a descarga de nutrientes da bacia são a utilização de faixas de filtragem com vegetação nas margens dos rios e a redução de fertilizantes nas atividades agrícolas.
Li et al. (2022)	Bacia do Rio Le 'na, China.	SWAT, Análise Quantitativa do peso.	<i>Escopo:</i> Quantificar o peso do clima e do uso da terra na perda de nutrientes na Bacia Hidrográfica do Rio Le'an, no período histórico de 1990 a 2020, em seis cenários e um cenário de base. <i>Resultados:</i> Os resultados mostraram que o peso do clima foi muito superior ao uso do solo com valores em torno de 90%. Contudo, o peso do uso do solo teve um efeito cumulativo positivo.

Tram et al. (2022)	Bacia do Rio Sesan, Vietnam.	SWAT.	<i>Escopo:</i> Avaliar como as políticas locais de uso da terra e as atividades humanas podem afetar a hidrologia e aumentar a magnitude da erosão e dos nutrientes nas áreas a jusante. <i>Resultados:</i> Maiores cargas anuais de sedimentos, nitrogênio total e fósforo total foram encontradas onde predominavam terras de pastagem, terras aráveis e terras de cultivo permanente.
Chen et al. (2022)	Bacia do rio Ashe, China.	SWAT, SWAT-CUP, Matriz de Transferência de Uso do Solo.	<i>Escopo:</i> Analisar os processos hidrológicos e as mudanças temporais e espaciais do nitrogênio total e do fósforo total na bacia hidrográfica com hidrologia e água qualidade como os objetivos em diferentes períodos de uso da terra. <i>Resultados:</i> As áreas mais poluídas concentram-se próximas aos córregos principais, devido a maior carga de poluentes coletada, bem como pelo aumento na aplicação de fertilizantes, devido à maior área de terras cultivadas.
Lei, Wagner, Fohrer (2022)	Bacia do Alto Stör, Alemanha.	SWAT, Regressão de Mínimos Quadrados Parciais.	<i>Escopo:</i> Investigar os efeitos de mudanças de longo prazo nas classes individuais de uso da terra sobre o equilíbrio hídrico e de nutrientes, a partir dos mapas de uso e cobertura do solo de 1987, 2010, 2019. <i>Resultados:</i> As principais mudanças no uso do solo que afetaram significativamente as variáveis estiveram relacionadas com uma diminuição das terras aráveis e um respectivo aumento das pastagens e das terras urbanas.
Golzari e Abyaneh (2022)	Bacia do Rio Zarrineh, Irã.	SWAT, Curvas Ambientais de Kuznets (EKC).	<i>Escopo:</i> Modelar a quantidade e qualidade da água na bacia e identificar os efeitos da construção de uma barragem e da mudança no uso do solo, a partir da relação entre a degradação ambiental e o desenvolvimento do setor agrícola. <i>Resultados:</i> O extenso desenvolvimento agrícola não só reduziu drasticamente o afluxo de água, acelerando a secagem do lago Urmia, mas também aumentou as cargas de nitratos.
Chen et al. (2022)	Bacia do Rio Jianjiang, China.	SWAT.	<i>Escopo:</i> Explorar o impacto da mudança no uso da terra na poluição por fósforo em corpos d'água através de três cenários de uso e cobertura do solo. <i>Resultados:</i> Os resultados mostraram que a estação chuvosa é o período chave para controlar os poluentes na área de estudo, e as terras agrícolas são a área chave para controlar a poluição total por fósforo na bacia.
Delia et al. (2021)	Bacia do Rio James, EUA.	SWAT, Análise de Componentes Principais, Matriz de correlação.	<i>Escopo:</i> Avaliou as alterações da cobertura do solo através da análise estatística de indicadores do uso da terra, precipitação e qualidade da água. <i>Resultados:</i> Foram observadas melhorias diretas na qualidade da água quando as áreas florestais são preservadas, em parâmetros de nitrogênio, fósforo e sedimentos.
Lee et al. (2021)	Bacia do Rio Geum, Coreia do Sul.	SWAT, Distribuição Normal Multivariada.	<i>Escopo:</i> Avaliar as mudanças na qualidade da água na adotando-se como referência o uso de terra em 1985 e comparado aos anos de 1995, 2008 e 2019. <i>Resultados:</i> No intervalo de tempo analisado, a saúde hidrológica deteriorou-se em sub-bacias urbanizadas de alta densidade, enquanto a qualidade da água deteriorou-se em sub-bacias com aumento do cultivo em terras altas.
Wang et al. (2021)	Bacia do Rio Dan, China.	SWAT, ArcGis.	<i>Escopo:</i> Através de uma combinação de amostragem de água e simulações numéricas, determinar as distribuições temporais e

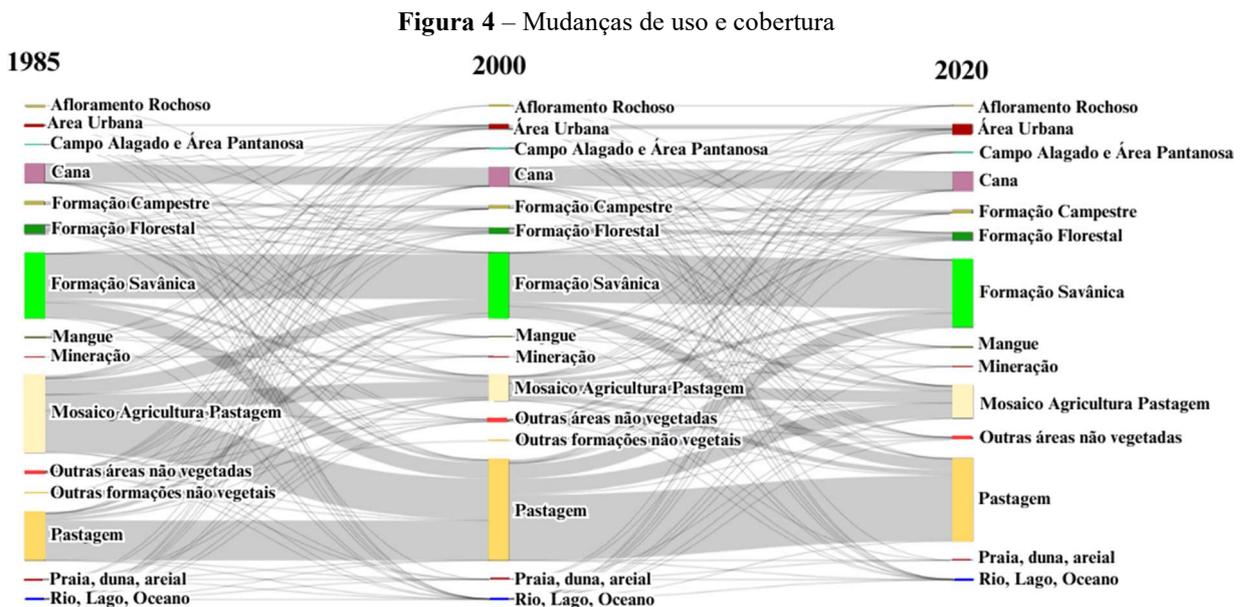
			<p>espaciais das cargas de nitrogênio nitrato (<math>\text{NO}_3\text{-N}</math>) e nitrogênio amoniacal (<math>\text{NH}_4^+\text{N}</math>).</p> <p><i>Resultados:</i> As cargas de nitrogênio em ambas as formas foram maiores em épocas chuvosas. Foi constatado que medidas como o aumento da área florestal, a redução do uso de fertilizantes e da irrigação diminuiriam a carga de nitrogênio.</p>
Li <i>et al.</i> (2021)	Bacia do Rio Hanjiang, China	SWAT, Regressão Linear Múltipla e Análise de Redundância.	<p><i>Escopo:</i> Criar um modelo hidrológico e de qualidade da água da bacia em estudo e investigar a relação entre a qualidade da água e os padrões da paisagem.</p> <p><i>Resultados:</i> A percentagem de paisagem florestal foi a única entre as analisadas que se correlacionou negativamente com a poluição das NPS. Ainda, as paisagens de terras altas contribuíram com mais poluentes do que os arrozais.</p>
Risal <i>et al.</i> (2020)	Bacia do Rio Big Sunflower, EUA.	SWAT, SWAT-CUP.	<p><i>Escopo:</i> Analisar o impacto da mudança do uso e cobertura do solo, na vazão dos rios, nas concentrações totais de sedimentos suspensos (SST), nos rendimentos de nitrogênio total (TN) e de fósforo total (TP).</p> <p><i>Resultados:</i> As concentrações de SST aumentaram 1,9%, enquanto os rendimentos de TN e TP aumentaram 12,7% e 10,2%, respectivamente, à medida que a área de cultivo aumentava. A vazão dos rios permaneceu inalterada.</p>
Ni <i>et al.</i> (2021)	Bacia do Rio Big Sunflower, EUA.	SWAT, Coeficiente Kappa.	<p><i>Escopo:</i> Analisar a sensibilidade da hidrologia e da qualidade da água à variação dos dados sazonais de uso e cobertura do solo na bacia.</p> <p><i>Resultados:</i> A quantidade média de escoamento superficial e produção de sedimentos foi maior durante o verão (quando usualmente se dão as operações agrícolas), enquanto a produção total de nitrogênio e fósforo total foi maior durante o outono e a primavera (estações de campos varridos), respectivamente.</p>
Cakir <i>et al.</i> (2020)	Bacia do Rio do Garonne, França.	SWAT, Análise de Componentes Principais, teste Kruskal Wallis.	<p><i>Escopo:</i> Simular o impacto de usos humanos, como gestão de terras e efluentes municipais, nos ciclos de nitrogênio (NR - remoção de nitratos e NP - produção de nitratos) presentes nos cursos de água da bacia.</p> <p><i>Resultados:</i> A NR é maior em áreas de encostas, como florestas, zonas húmidas e áreas agrícolas e a NP aumenta nos municípios devido aos efluentes. Assim, a dinâmica do balanço líquido de nitratos depende de uma combinação de fatores como inclinação, vazão e condição hidráulica - número de Froude.</p>
Zong <i>et al.</i> (2020)	Bacia do Rio Hun-Taizi, China.	SWAT, Boosted Regression Tree (BRT), Análise de Redundância.	<p><i>Escopo:</i> Estimar a influência das mudanças no padrão da paisagem na produção de água e na produção de nutrientes, através da simulação de dados anuais em 2004 e 2015.</p> <p><i>Resultados:</i> Os padrões de cobertura tiveram influência importante nos parâmetros estimados, uma área florestal não fragmentada pode melhorar a qualidade da água, enquanto uma área agrícola seca e concentrada resulta na deterioração da qualidade da água devido a poluição difusa.</p>
Liang <i>et al.</i> (2020)	Bacia da Ilha Prince Edward, Canadá.	ArcSWAT, SWAT-CUP, Random Forest.	<p><i>Escopo:</i> Investigar o impacto do uso da terra na produção de água e na carga de nitrato nas águas superficiais na bacia.</p> <p><i>Resultados:</i> o uso da terra demonstrou pouco impacto na produção de água, porém afetou significativamente a carga de</p>

			nitratos a importância relativa do uso da terra por si só foi de aproximadamente 50%.
Shukla <i>et al.</i> (2020)	Bacia do Alto Ganga, Índia.	ArcSWAT, Análise de Variância Multivariada, Análise de correlação.	<i>Escopo:</i> Investigar os efeitos da urbanização espacial nos principais componentes hidrológicos, entre 1980 e 2021. <i>Resultados:</i> Foi observado que o aumento da urbanização (de 0,36 para 2,07) produziu um aumento na produção de água (de 433,6 para 572,7 mm), aumento do escoamento superficial médio anual (de 80,7 para 149 mm) e diminuição da evapotranspiração (790,9 para 675 mm).
Yuan <i>et al.</i> (2020)	Bacia do Rio Xinjiang, China.	ArcSWAT, SWAT-CUP.	<i>Escopo:</i> Simular a produção mensal e anual de sedimentos e identificar onde os sedimentos se originaram e quais fatores geográficos impulsionaram o carregamento dentro da bacia. <i>Resultados:</i> Os pomares, terras áridas e terras altas montanhosas com declives superiores a 25° foram as principais áreas onde houve perda de solo e carga de sedimentos.

Fonte: Autora (2023)

### 3.2 Mudanças de uso e cobertura do solo

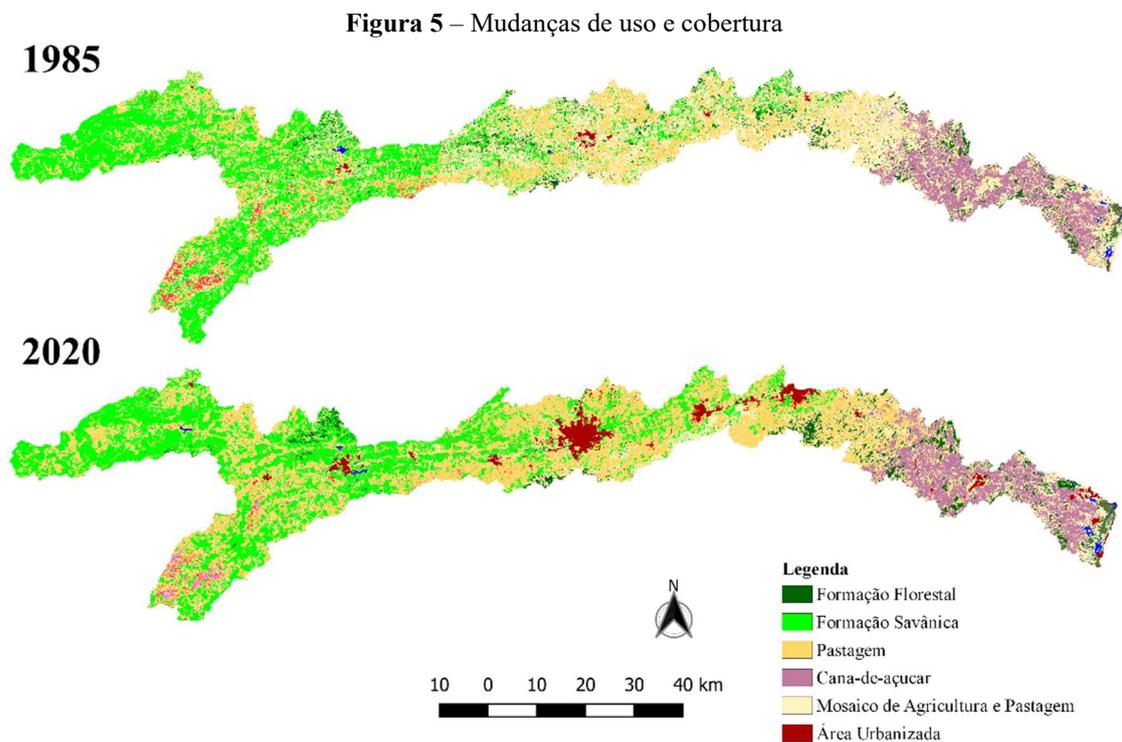
A Figura 4 representa o diagrama de Sankey da representação gráfica das transições e fluxo entre as classes de uso e cobertura da terra para a Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca para os anos de 1985, 2000 e 2020. No diagrama, cada coluna de blocos coloridos representou um ano e cada bloco representou um tipo de cobertura do solo. A altura de cada bloco é proporcional à área daquele tipo de cobertura do solo para o ano representado. As linhas de fluxo possuem espessuras variáveis e mostram a proporção da paisagem que se move de um tipo de cobertura para outro.



Fonte: Autora (2023)

O diagrama de Sankey permitiu a quantificação das mudanças de uso do solo (Figura 5) e a seleção das classes mais representativas da BRHI, para as etapas posteriores de configuração da matriz de correlação. Assim, as principais classes de uso foram destacadas da seguinte forma:

- Formações Florestais;
- Formações Savânicas;
- Área Urbanizada: engloba todo o sistema urbano das cidades, municípios, distritos, vilas e vias pavimentadas;
- Cana-de-açúcar;
- Pastagem;
- Mosaico de usos: áreas em que não se pode definir entre pastagem ou agricultura.



Fonte: Autora (2023)

Os resultados mostraram que ocorreu uma expressiva mudança no uso e ocupação do solo da região da BRHI entre 1985 e 2020, conforme exposto na Tabela 7. Foi apresentado um crescimento de 1.079% na área urbanizada. De acordo com o diagrama de Sankey apresentado, esse aumento se deu principalmente em direção a regiões ocupadas por cultivo agrícola e áreas de pastagem. A região ocupada por atividades de pastagem teve um aumento significativo (56%), passando de 748,04 para 1165,36 km<sup>2</sup>, ocupando antigas áreas de formação savânica, mosaico de usos e cana. A região que abrangia áreas de formação florestal teve um decréscimo

de 5,30%, o desmatamento dessas áreas se deu para a ocupação de novas áreas de pastagem e mosaicos de uso.

**Tabela 7** – Áreas e mudanças de uso e cobertura da terra na Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca em 1985 e 2020

CLASSE DE USO	CÓDIGO DA CLASSE	1985 ÁREA (km <sup>2</sup> )	2021 ÁREA (km <sup>2</sup> )	MUDANÇA (km <sup>2</sup> )	MUDANÇA (%)
Mosaico de Usos	21	1195,560	588,425	- 607,135	- 50,78%
Formação Savânica	4	1009,726	1065,194	+ 55,468	+ 5,49%
Pastagem	15	748,038	1165,362	+ 417,324	+ 55,79%
Cana	20	291,955	295,410	+ 3,455	+ 1,18%
Formação Florestal	3	147,079	139,288	-7,791	-5,30%
Área Urbanizada	24	12,167	143,481	+ 131,314	+ 1079,23%

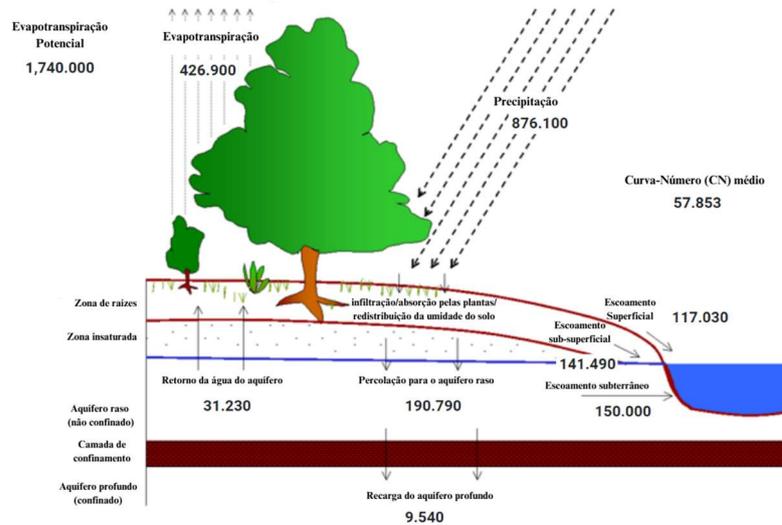
Fonte: Autora (2023)

Embora existam diversos usos na Bacia do Rio Ipojuca, os usos com maior área de abrangência (pasto, cana e mosaico de usos) e com maior crescimento ao longo das séries anuais (área urbanizada) foram utilizados para a formação da matriz de correlação, conforme será apresentado nas etapas posteriores.

### 3.3 Processos hidrológicos da bacia

Um dos *outputs* do SUPer é o balanço hídrico médio anual. No presente estudo, o balanço médio foi produzido a partir dos dados da série de 35 anos utilizada como entrada no modelo, Figura 5. A precipitação anual média da bacia do Rio Ipojuca, calculada pelo modelo, foi de 876,1 mm, que representa a média histórica que inclui os períodos de secas e os chuvosos. O balanço hídrico da bacia demonstrou que 48,7% da precipitação é perdida por evapotranspiração. Apenas 28,6% do fluxo total da bacia é superficial, enquanto 21,7% da precipitação é percolada.

**Figura 5** – Representação esquemática do balanço hídrico médio anual da bacia do Rio Ipojuca referente ao período de 1985 a 2020.



Fonte: Autora (2023)

De acordo com o modelo, da precipitação anual média, 48,7% (426,9 mm) é convertida em evapotranspiração e 46,63% (408,52 mm) em escoamentos. Destes, 28,65% são compostos de escoamento superficial, 34,63% se tratam de escoamento subsuperficial e os 36,71% restantes se referem ao escoamento subterrâneo ou básico.

Na Tabela 8 constam as médias mensais das sub-bacias representativas dos anos de 1985, 2000, 2010 e 2020. Na análise, pode-se observar que a precipitação (PRECIP), assim como a quantidade de água no solo (SW) e o escoamento superficial (SURQ) tiveram alta no ano de 2000, seguida de baixas para 2010 e 2020. A evapotranspiração potencial média mensal (PET) diminuiu ao longo dos 15 anos iniciais, porém aumentando ligeiramente entre 2010 e 2020.

**Tabela 8** – Síntese da série temporal de processos hidrológicos estimados pelo SUPER

ANO	PRECIP	SW	SURQ	PET
1985	83,403	21,842	6,437	147,360
2000	105,681	28,004	19,958	129,580
2010	78,628	19,573	9,993	141,537
2020	75,882	21,440	6,350	138,937

Fonte: Autora (2023)

### 3.4 Dados estimados de qualidade da água

Dado que a qualidade da água está intrinsecamente ligada aos processos geomorfológicos, hidrológicos e biológicos, ela desempenha um papel essencial na constituição de uma bacia hidrográfica saudável (HEM, 1985). A Tabela 9 mostra uma síntese dos parâmetros de qualidade da água para a BRHI. Os aumentos mais expressivos entre os anos de 1985 e 2020,

foram indicados pelas concentrações de nitrogênio dissolvido, que cresceram 42%, e as cargas de nitrogênio através da bacia que aumentaram 21,5%.

**Tabela 9** - Síntese da série temporal da qualidade da água estimados pelo SUPer

ANO	SYLD (t.ha <sup>-1</sup> )	ORG N (t.ha <sup>-1</sup> )	N SURQ (t.ha <sup>-1</sup> )	TOT N (t.ha <sup>-1</sup> )	ORG P (t.ha <sup>-1</sup> )	SOL P (t.ha <sup>-1</sup> )	SED P (t.ha <sup>-1</sup> )	TOT P (t.ha <sup>-1</sup> )	N CONC (mg.L <sup>-1</sup> )	P CONC (mg.L <sup>-1</sup> )	OX DIS CONC (mg.L <sup>-1</sup> )
1985	0,012	0,352	0,023	0,376	0,073	0,003	0,101	0,177	0,793	0,153	7,750
2000	0,033	1,106	0,143	1,249	0,207	0,003	0,232	0,442	1,525	0,295	7,170
2010	0,021	0,431	0,072	0,503	0,072	0,001	0,057	0,130	1,596	0,137	7,490
2020	0,010	0,312	0,145	0,457	0,052	0,001	0,043	0,096	1,884	0,147	7,819

Fonte: Autora (2023)

### 3.5 Matriz de correlação

Os resultados deste estudo indicam correlações distintas entre processos hidrológicos e cobertura do solo, cobertura do solo e qualidade da água, precipitação e qualidade da água e processos de nutrientes. Logo, serão analisados e discutidos separadamente.

#### 3.5.1 Processos hidrológicos e cobertura do solo

Os coeficientes de correlação mostram que os padrões de uso e cobertura do solo desempenham um papel importante nos processos hidrológicos na bacia, conforme exposto na Tabela 10. Os resultados mostraram que quanto maior a área coberta por formação florestal e formação savânica, menor a evapotranspiração potencial ( $R_{F.FLOR/PET} = -0,538$ ;  $R_{F.SAV/PET} = -0,563$ ), essa relação inversa pode ser explicada pela tendência das formações vegetais a reterem uma quantidade substancial de umidade no solo, devido à presença de raízes profundas e à proteção contra a exposição direta ao sol, o que pode reduzir a evapotranspiração.

Outra correlação significativa se deu ao analisar as áreas urbanizadas e a evapotranspiração. O aumento da urbanização levou ao aumento de áreas impermeáveis, repercutindo na redução da evapotranspiração ( $R_{A.URB/PET} = -0,683$ ), a impermeabilização decorrente do processo de expansão urbana impede que a água penetre no solo, reduzindo a recarga dos aquíferos e a quantidade de água disponível para a evapotranspiração. A precipitação apresentou correlação positiva forte com a quantidade de água no solo ( $R_{PRECIP/SW} = 0,907$ ).

Quanto aos padrões de cobertura da terra, através da matriz de correlação, pode-se inferir que as transições entre a formação florestal se deram para a expansão da atividade pecuária na região ( $R_{F.FLOR/PASTO} = -0,666$ ). Enquanto isso, o crescimento das áreas urbanizadas se deu em direção a regiões anteriormente ocupadas por mosaicos de usos agrícolas e pecuários ( $R_{MOS}$

/A.URB = -0,578). Esses resultados reafirmam as mudanças de uso e cobertura do solo, explicitadas no item 3.2 deste trabalho.

**Tabela 10** – Matriz de correlação entre os processos hidrológicos e as mudanças de cobertura do solo

	PRECIP	SW	SURQ	PET	FORM FLOR	FORM SAV	PASTO	CANA	MOS USOS	ÁREA URB
<b>PRECIP</b>	-									
<b>SW</b>	0,907 ***	-								
<b>SURQ</b>	0,780 ***	0,677 ***	-							
<b>PET</b>	-0,584 ***	-0,637 ***	-0,435 **	-						
<b>FORM FLOR</b>	-0,584	0,225	-0,189	-0,538 ***	-					
<b>FORM SAV</b>	0,231	0,160	0,126	-0,563 ***	0,429	-				
<b>PASTO</b>	-0,151	-0,150	0,249	0,020	-0,666 ***	0,021	-			
<b>CANA</b>	0,115	0,086	0,059	-0,253	0,232	0,673 ***	0,112	-		
<b>MOS USOS</b>	0,040	0,049	-0,244	0,322	0,281	-0,475	-0,872 ***	-0,417 *	-	
<b>ÁREA URB</b>	0,021	0,066	-0,024	-0,683 **	0,506	0,601 ***	0,198	0,382 *	-0,578 ***	-

Nota: \* p < 0,05; \*\* p < 0,01; \*\*\* p < 0,001

Fonte: Autora (2023)

### 3.5.2 Qualidade da água e cobertura do solo

O uso inadequado dos solos pode causar a degradação da qualidade da água por sedimentos e poluentes, os coeficientes de correlação estão expostos na Tabela 11. Correlações estatisticamente significativas foram encontradas entre as concentrações de nitrogênio e a área de formação florestal ( $R_{N\text{ CONC}/F.\text{ FLOR}} = -0,363$ ), o que demonstra que as florestas são importantes reguladoras nos níveis de nitrogênio. A concentração de oxigênio dissolvido foi positivamente correlacionada com as florestas ( $R_{OX\text{ DIS CONC}/F.\text{ FLOR}} = 0,485$ ).

Além disso, foi constatado que quanto maiores as cargas de nitrogênio, bem como de fósforo, menor a concentração de oxigênio dissolvido ( $R_{TOT\text{ N/OX DIS CONC}} = -0,598$ ,  $R_{TOT\text{ P/OX DIS CONC}} = -0,541$ ). Tais resultados demonstram o impacto protetor das florestas nos níveis de nutrientes na água, ao reduzir o escoamento e a erosão e aumentar as taxas de infiltração ao longo do solo da floresta (Manso, 2023).

O aumento da área de pastagem denotou uma maior a concentração de nitrogênio ( $R_{PASTO/N\text{ CONC}} = 0,520$ ), além de menor concentração de oxigênio dissolvido ( $R_{PASTO/OX\text{ DIS CONC}} = -0,399$ ). Dessa maneira, os resultados sinalizam que as alterações na cobertura da terra para fins

agropecuários estão deteriorando a composição química da água fluvial com o aumento das espécies nitrogenadas.

Em áreas agrícolas, a aplicação de fertilizantes pode levar a concentrações mais altas de nitrogênio e fósforo no solo, e o processo de erosão pode carregar esses nutrientes para corpos d'água. Na bacia do Ipojuca, erosão do solo foi a principal via de nitrogênio e fósforo com correlação positiva entre as cargas de sedimentos e as cargas de nitrogênio e fósforo ( $R_{SYLD/TOT N} = 0,789$ ;  $R_{SYLD/TOT P} = 0,772$ ).

**Tabela 11** – Matriz de correlação entre a qualidade da água e as mudanças de cobertura do solo

	SYLD	TOT N	TOT P	N CONC	P CONC	CONC OX DIS	FORM FLOR	FORM SAV	PASTO	CANA	MOS USOS	ÁREA URB
SYLD	-											
TOT N	0,789 ***	-										
TOT P	0,772 ***	0,941 ***	-									
N CONC	-0,185	-0,176	-0,273	-								
P CONC	0,462 **	0,665 ***	0,658 ***	-0,116	-							
CONC OX DIS	-0,444 **	-0,598 ***	-0,541 ***	-0,186	-0,385	-						
FORM FLOR	-0,154	-0,123	-0,020	-0,363	-0,163	0,485 **	-					
FORM SAV	0,180	0,036	-0,079	-0,109	-0,299	0,265	0,429 **	-				
PASTO	0,154	0,146	-0,007	0,520 **	-0,083	-0,399 *	-0,666 ***	0,021	-			
CANA	0,048	-0,064	-0,128	-0,065	-0,242	0,152	0,232	0,673 ***	0,112	-		
MOS USOS	-0,170	-0,120	0,056	-0,419 *	0,233	0,189	0,281	-0,475	-0,872 ***	-0,417 *	-	
ÁREA URB	-0,067	-0,029	-0,113	0,155	-0,284	0,226	0,506 **	0,601 ***	0,198	0,382 *	-0,578 ***	-

Nota: \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$

Fonte: Autora (2023)

### 3.5.3 Processos hidrológicos e qualidade da água

O nitrogênio e o fósforo são importantes indicadores de qualidade da água a serem monitorados, uma vez que podem se acumular nos cursos d'água e levar à proliferação de algas, prejudiciais à vida aquática. Em geral, os resultados simulados pelo modelo SWAT destacam vários processos hidrológicos em funcionamento, a Tabela 12 expõe a forma como eles se relacionam com a qualidade da água.

Os resultados indicaram que o aumento da precipitação e do escoamento superficial intensificou o processo de desalojamento de partículas de solo carregadas de nitrogênio

( $R_{\text{PRECIP/TOT N}} = 0,767$ ;  $R_{\text{SURQ/TOT N}} = 0,780$ ) e de fósforo ( $R_{\text{PRECIP/TOT P}} = 0,790$ ;  $R_{\text{SURQ/TOT P}} = 0,784$ ). Entretanto, a concentração de nitrogênio diminuiu com o aumento da precipitação ( $R_{\text{N CONC/PRECIP}} = -0,598$ ), o que pode ser explicado pelo aumento da diluição desse nutriente às águas superficiais.

As cargas de sedimentos também estiveram positivamente correlacionadas à precipitação ( $R_{\text{SYLD/PRECIP}} = 0,690$ ) e, principalmente ao escoamento superficial ( $R_{\text{SYLD/SURQ}} = 0,836$ ), isso porque à medida que o volume aumenta, maior energia a água possui para transportar sedimentos. Em contrapartida, a evaporação potencial teve correlação negativa com o transporte de sedimentos e nutrientes ( $R_{\text{PET/SYLD}} = -0,421$ ,  $R = R_{\text{PET/TOT N}} = -0,421$ ;  $R_{\text{PET/TOT P}} = -0,421$ ).

**Tabela 12** – Matriz de correlação entre os processos hidrológicos e a qualidade da água

	PRECIP	SW	SURQ	PET	SYLD	TOT N	TOT P	N CONC	P CONC	OX DIS CONC
PRECIP	-									
SW	0,907 ***	-								
SURQ	0,780 ***	0,677 ***	-							
PET	-0,584 ***	-0,637 ***	-0,435 **	-						
SYLD	0,690 ***	0,614 ***	0,836 ***	-0,413 *	-					
TOT N	0,767 ***	0,708 ***	0,794 ***	-0,410 *	0,789 ***	-				
TOT P	0,790 ***	0,744 ***	0,784 ***	-0,421 *	0,772 ***	0,941 ***	-			
N CONC	-0,537 ***	-0,598 ***	-0,188	0,288	-0,185	-0,176	-0,273	-		
CONC P	0,481 **	0,465 **	0,327	-0,083	0,462 **	0,665 ***	0,658 ***	-0,116	-	
CONC OX DIS	-0,272	-0,274	-0,479	0,003	-0,444 **	-0,598 ***	-0,541 ***	-0,186	-0,385	-

Nota: \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$

Fonte: Autora (2023)

## 4 CONCLUSÕES

De acordo com o exposto, é importante destacar que o propósito deste estudo foi analisar as correlações entre as simulações do regime hidrológico e dos principais parâmetros de qualidade de águas, utilizando o modelo SWAT através do sistema SUPer, frente aos padrões de uso e cobertura do solo, através de mapas do Projeto MapBiomas para a Bacia Hidrográfica do Rio Ipojuca. Os resultados mostraram que indicadores importantes de qualidade da água, como a carga de nitrogênio total, carga de fósforo total e de sedimentos, mostraram ser afetados por

fatores humanos e pelas alterações climáticas. Estas conclusões fornecem referências para futuros estudos na Bacia do Ipojuca e em outras bacias hidrográficas, visto que o método derivado deste estudo tem a vantagem de ser capaz de avaliar a partir de séries históricas, alterações na qualidade da água e na distribuição dos fluxos de água a partir das transformações correntes do uso do solo.

---

**REFERÊNCIAS**

ABBASPOUR, K. C.; VAGHEFI, S. A.; YANG, H.; SRINIVASAN, R. Global soil, land use, evapotranspiration, historical and future weather databases for SWAT applications. **Nature: Scientific Data**, v. 6, n.1, 263, 2019.

ACOSTA, E.; BLAINSKI, É.; NOGUEIRA, P. C. P. Calibração e validação do modelo SWAT para simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica do litoral norte catarinense. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 2, p. 226–237, mar. 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (Brasil). **ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores**. Brasília: ANA, 2019.

ALLEN, R. G.; JENSEN, M. E.; WRIGHT, J. L.; BURMAN, R. D. Operational Estimates of Reference Evapotranspiration. **Agronomy Journal**, v. 81, ed. 4, p. 650-662, 1989. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj1989.00021962008100040019x>

ANTUNES, J. F. G.; ESQUERDO, J. C. D. M.; COUTINHO, A. C.; SANTOS, J. L.; PARIZZI, T. N. T.; BERTOLO, L. S. Análise das mudanças do uso e cobertura da terra no estado de mato grosso por meio do geoportal terraclass. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro do Sensoriamento Remoto**. INPE, Santos-SP, 2019.

APAC - Agência Pernambucana de Águas e Climas. **Bacias Hidrográficas – Rio Ipojuca**. Disponível em: <<https://www.apac.pe.gov.br/bacias-hidrograficas-rio-ipojuca/165-bacias-hidrograficas-rio-ipojuca/196-bacia-do-rio-ipojuca>>. Acesso em: 1 jul. 2023

ASLANI, Z. H.; NASIRI, V.; MAFTEI, C.; VASEASHTA, A. Synergetic Integration of SWAT and Multi-Objective Optimization Algorithms for Evaluating Efficiencies of Agricultural Best Management Practices to Improve Water Quality. **Land**, v. 12, n. 2, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/land12020401>.

BARBOSA JÚNIOR, A. R. **Elementos de Hidrologia aplicada**. São Paulo: Blücher, 2022. 430 p.

BRASIL. Lei nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF. Disponível em: <[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19433.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm)>. Acesso em: 1 out. 2023.

BRASIL. SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS. **Diagnóstico Anual dos Serviços de Água e Esgotos 2021 (ano-base 2020)**. Brasília: SNIS, 2021.

BRESSIANI, D. A.; GASSMAN, P. W.; FERNANDES, J. G.; GARBOSSA, L. H. P.; SRINIVASAN, R.; BONUMÁ, N. B.; MENDIONDO, E. M. A review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 18, n. 3, p. 9-35, 31 mai. 2015.

CAKIR, R.; SAUVAGE, S.; GERINO, M.; VOLK, M.; PÉREZ, J. M. S. Assessment of ecological function indicators related to nitrate under multiple human stressors in a large watershed. **Ecological Indicators**, v. 111, 2020.

CALDEIRA, L. A. C.; LIMA, D. P. Drenagem urbana: uma revisão de literatura. **Engineering Sciences**, v. 8, n. 2, p. 1–9, 2020.

CHEN, H., ZHENG, L., WANG, W., SHI, R. Study on the Effect of Land-Use Change on Phosphorus Pollution In Water China, Jianjiang River, Huazhou Station Control Basin. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 31, n. 3, p. 2537–2547, 2022.  
DOI: <https://doi.org/10.15244/pjoes/144911>

CHEN, J.; CHEN, S.; FU, R.; LI, D.; JIANG, H.; WANG, C.; PENG, Y.; JIA, K.; HICKS, B. J. Remote Sensing Big Data for Water Environment Monitoring: Current Status, Challenges, and Future Prospects. **Advancing earth and space science**, v. 10, n. 2, 21 jan. 2022.

CHEN, J; DU, C; NIE, T; HAN, X; TANG, S. Study of Non-Point Pollution in the Ashe River Basin Based on SWAT Model with Different Land Use. **Water**, v. 14, n. 2177, ed. 14, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14142177>.

DELIA, K. A.; HANEY, C. R.; DYER, J. L; PAUL, V. G. Spatial Analysis of a Chesapeake Bay Sub-Watershed: How Land Use and Precipitation Patterns Impact Water Quality in the James River. **Water**, v. 13, n. 11, 2021.

DONMEZ, C.; SARI, O.; BERBEROGLU, S.; CILEK, A.; SATIR, O.; VOLK, M. Improving the applicability of the swat model to simulate flow and nitrate dynamics in a flat data-scarce agricultural region in the mediterranean. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 12, p. 1–24, 1 dez. 2020.

EPELDE, A. M. CERRO, I. ; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. M. , SAUVAGE, S.; SRINIVASAN, R.; ANTIGÜEDAD, I. Application du modèle SWAT à l'évaluation de l'impact des modifications des pratiques agricoles sur la qualité de l'eau. **Hydrological Sciences Journal**, v. 60, n. 5, p. 825–843, 4 maio 2015.

FABIAN, P. S.; KWON, H. H.; VITHANAGE, M.; LEE, J. H. Modeling, challenges, and strategies for understanding impacts of climate extremes (droughts and floods) on water quality in Asia: A review. **Environmental Research**, v. 225, p. 07-18, 2 mar. 2023.

GALVINCIO, J. D. Impacto do aumento de CO<sub>2</sub> nas Precipitações do estado de Pernambuco. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 03, p. 1-12, 25 jun. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v14.3.p1828-1839>

GOLZARI, S.; ABYANEH, H. Z. Modeling the effects of human influences on water quality and quantity in the Zarrineh River Basin, Iran. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 40, p. 51–63, 2022. DOI: 10.1016/j.jher.2021.11.001.

HEM, John David. **Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water**. Department of the Interior, US Geological Survey, 1985.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE (Brasil). **Tecnologias do INPE contribuem para o desenvolvimento sustentável**. São Paulo: INPE, 2019. Disponível em: [http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod\\_Noticia=5124](http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=5124). Acesso em: 20 jul. 2023.

KÄSSMAYER, K. Riscos urbano-ambientais: dos limites do direito ao alcance da justiça ambiental. In: MENDONÇA, F.; LIMA, M. D. V. (org.). **A cidade e os problemas socioambientais urbanos: uma perspectiva interdisciplinar**. Curitiba: Ed. UFPR, 2020. p. 401-442.

LE, T. H.; NGUYEN, T. N. Q.; TRAN, T. X. P.; NGUYEN, H. Q.; TRUONG, N. C. Q.; LE, T. L.; PHAM, V. H.; PHAM, L. T.; TRAN, T. T. Identifying the impact of land use land cover change on streamflow and nitrate load following modeling approach: a case study in the upstream Dong Nai River basin, Vietnam. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, n. 26, p. 68563–68576, 2023.

LEE, J.; CHUNG, J.; WOO, S.; LEE, Y.; JUNG, C.; PARK, D.; KIM, S. Evaluation of Land-Use Changes Impact on Watershed Health Using Probabilistic Approaches. **Water (Switzerland)**, v. 13, n. 17, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13172348>.

LEI, C.; WAGNER, P. D.; FOHRER, N. Influences of land use changes on the dynamics of water quantity and quality in the German lowland catchment of the Stör. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 26, n. 9, p. 2561–2582, 2022. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-26-2561-2022>

LI, Y.; WANG, H.; DENG, Y.; LIANG, D.; LI, Y.; SHEN, Z. How climate change and land-use evolution relates to the non-point source pollution in a typical watershed of China. **Science of the Total Environment**, v. 839, 2022. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.156375](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156375).

LI, W.; CHENG, X.; ZHENG, Y.; LAI, C.; AMOSTRA, D. J.; ZHU, D.; WANG, Z. Response of non-point source pollution to landscape pattern: case study in mountain-rural region, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 13, p. 16602–16615, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12196-8>.

LIANG, K.; JIANG, Y.; QI, J.; FULLER, K.; NYIRANEZA, J.; MENG, F. Characterizing the impacts of land use on nitrate load and water yield in an agricultural watershed in Atlantic Canada. **Science of The Total Environment**, v. 729, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138793>.

MANSO, A. D. **Avaliação das perdas de solo e água por erosão hídrica laminar em área com pastagem degradada submetida a restauração da Floresta Atlântica, com plantio de mudas e adubação verde, Mendes - RJ**. 2023. 192 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geografia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

MAPBIOMAS. Coleção 7.1 da Série Anual de Mapas da Cobertura e Uso do Solo do Brasil. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/>. Acesso em: 10 ago. 2023.

MARCON, P. **Governança das águas no Brasil: colaborações da sociedade civil e desafios da implementação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. 2023. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2023.

MCARTHUR, J. W.; RASMUSSEN, K. Change of pace: Accelerations and advances during the Millennium Development Goal era. **World Development**, v. 105, p. 132–143, 2018.

NABOUT, J. C.; DAVID, A. C. M.; FELIPE, J. F.; MACHADO, K. B.; CARVALHO, L.; CUNHA, H. F. D. Can people detect the loss of water quality? A field experiment to evaluate the correlation between visual perception and water eutrophication degree. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 34, e8, 2022.

NEITSCH, S. L.; ARNOLD, J. G.; KINIRY J. R.; WILLIAMS, J. R. Soil and Water Assessment Tool: Theoretical documentation. **Texas Water Resources Institute**, Texas, 2011. 647 p.

NI, X.; PARAJULI, P. B.; OUYANG, Y.; DASH, P.; SIEGERT, C. Assessing land use change impact on stream discharge and stream water quality in an agricultural watershed. **Catena**, v. 198, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105055>.

NOGUEIRA, F. F. **Métodos para monitoramento e estimativa de cargas poluidoras difusas em bacias hidrográficas**. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2020.

OLIVEIRA, A. M. **Contribuições de estimativas de sensoriamento remoto para a modelagem de múltiplas variáveis hidrológicas**. 2020. 137 f. Dissertação de mestrado (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020.

PADRÓN, R. S.; GUDMUNDSSON, L.; GREVE, P.; SENEVIRATNE, S. I. Large-Scale Controls of the Surface Water Balance over Land—Insights from a Systematic Review and Meta-Analysis. **Water Resources Research**, v. 53, out. 2017.

PAGE, M. J.; MCKENZIE, J. E.; BOSSUYT, P. M.; BOUTRON, I.; HOFFMANN, T. C.; MULROW C. D.; SHAMSEER, L.; TETZLAFF, J. M.; MOHER, D. Updating guidance for reporting systematic reviews: development of the PRISMA 2020 statement. **Journal of Clinical Epidemiology**, v. 134, p. 103–112, 1 jun. 2021. DOI: [10.1016/j.jclinepi.2021.02.003](https://doi.org/10.1016/j.jclinepi.2021.02.003)

PASSOS, F. O.; SILVA, B. C.; SILVA, F. G. B. Avaliação de impactos de mudanças no uso e manejo do solo sobre as vazões da Bacia Hidrográfica do Ribeirão José Pereira, utilizando o modelo SWAT. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 02, p. 619-633, 2021.

PERNAMBUCO. AGÊNCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE - CPRH. **Relatório de monitoramento da qualidade da água de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco - 2019**. Recife: CPRH, 2020.

PERNAMBUCO. SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA E RECURSOS HÍDRICOS - SEINFRA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos: Resumo Executivo**. Recife: Seinfra, 2022.

RISAL, A.; PARAJULI, P. B.; DASH, P.; OUYANG, Y.; LINHOSS, A. Sensitivity of hydrology and water quality to variation in land use and land cover data. **Agricultural Water Management**, v. 241, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106366>.

ROCHA, M. J. D.; MAGALHÃES, J. H. F.; SILVEIRA, C. S. Aplicação do Curve Number como forma de avaliar os impactos nas mudanças no uso e ocupação do solo e na resposta

hidrológica de uma pequena bacia semiárida. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 15, n. 1, p. 67–85, 2022.

SALES, E. S. G. **Classificação de áreas semiáridas e subúmidas secas utilizando diferentes índices climáticos**. 2019. Dissertação (Mestrado em Meteorologia) – Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, 2019.

SHI, W.; HUANG, M. Predictions of soil and nutrient losses using a modified SWAT model in a large hilly-gully watershed of the Chinese Loess Plateau. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 9, n. 2, p. 291–304, 1 jun. 2021.

SHUKLA, A. K.; OJHA, C. S.P.; GARG, R. D.; SHUKLA, S.; PAL, L. Influence of Spatial Urbanization on Hydrological Components of the Upper Ganga River Basin, India. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 24, n. 4, 2020.

SILVA NETTO, J. P. Panorama da gestão dos recursos hídricos no Brasil. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 241-258, 2022.

SILVA, V. A. **Sistema de informações geográficas no planejamento e gestão de recursos hídricos do Município de Barra Mansa – RJ**. 2023. 84 f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

TALIB, A.; RANDHIR, T. O. Long-term effects of land-use change on water resources in urbanizing watersheds. **PLOS Water**, v. 2, n. 4, p. e0000083, 26 abr. 2023.

TRAM, V. N. Q.; SOMURA, H.; MOROIZUMI, T.; MAEDA, M. Effects of local land-use policies and anthropogenic activities on water quality in the upstream Sesan River Basin, Vietnam. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 44, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101225>.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. Porto Alegre: UFRGS, 2005, 678p.

VASCONCELOS JÚNIOR, E. M. **Sustentabilidade hidroambiental de bacias hidrográficas: avaliação da implementação do programa de saneamento ambiental na Bacia do Rio Ipojuca, Pernambuco, Brasil**. 2020. Dissertação (Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2020.

WANG, W.; LI, Z.; SHI, P.; ZHANG, Y.; PAN, B.; LI, P.; DING, S.; LI, J.; BI, Z.; WANG, X. Vegetation restoration and agricultural management to mitigate nitrogen pollution in the surface waters of the Dan River, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 34, p. 47136–47148, 2021. DOI: 10.1007/s11356-021-13905-7.

WILLIAMS, J. R. Sediment-Yield Prediction with Universal Equation Using Runoff Energy Factor. **ARS-S**, US Department of Agriculture, v. 40, p. 244, 1975.

YUAN, L.; FORSHAY, K. J. Using SWAT to Evaluate Streamflow and Lake Sediment Loading in the Xinjiang River Basin with Limited Data. **MDPI: WATER**, v.12, n.1, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12010039>

ZHANG, T.; YANG, Y.; NI, J.; DETI, X. Construction of an integrated technology system for control agricultural non-point source pollution in the Three Gorges Reservoir Areas. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 295, 106919, ISSN 0167-8809, 2020.

ZONG, M.; HU, Y.; LIU, M.; LI, C.; WANG, C.; PING, X. Effects of Landscape Pattern Change on Water Yield and Nonpoint Source Pollution in the Hun-Taizi River Watershed, China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 9, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17093060>.

## APÊNDICE A – CÓDIGO UTILIZADO PARA O DIAGRAMA DE SANKEY

```

require(OpenLand)
require(terra)
img = rast(c("TCC/mapbiomas_ipojuca_1985_24S.tif",
            "TCC/mapbiomas_ipojuca_2000_24S.tif"))
plot(img)
img[img==0]<-NA
img_cg = contingencyTable (input_raster = raster::stack(img), pixelresolution = 30)
img_cg$tb_legend$categoryName = as.factor(c("Formação Florestal","Formação Savânica",
"Mangue", "Campo Alagado e Área Pantanosa","Formação Campestre","Outras formações não
vegetais","Pastagem","Cana","Mosaico Agricultura Pastagem","Praia, duna, areial","Área
Urbana","Outras áreas não vegetadas","Afloramento Rochoso","Mineração","Rio, Lago,
Oceano"))
img_cg$tb_legend$color = as.factor (c("#129912", "#00FF00", "#687537", "#45C2A5",
"#B8AF4F", "#f1c232", "#ffd966", "#c27ba0", "#fff3bf", "#dd7e6b", "#aa0000", "#ff3d3d",
"#665a3a", "#af2a2a", "#0000ff"))
plot_sk = sankeyLand(dataset = img_cg$lulc_OneStep, legendtable = img_cg$tb_legend)
plot_sk

```

## APÊNDICE B – DADOS DE CONFIGURAÇÃO DA MATRIZ DE CORRELAÇÃO

**Tabela B1** – Conjunto dos dados de configuração da matriz de correlação

	PRECIP	SW	SURQ	PET	SYLD	TOT N	TOT P	N CONC	P CONC	OX DIS CONC	FORM FLOR	FORM SAV	PASTO	CANA	MOS USOS	ÁREA URB
1985	83,403	21,842	6,437	147,360	0,012	0,376	0,177	0,793	0,153	7,750	4,2%	28,6%	21,2%	8,3%	33,9%	0,3%
1986	76,741	21,889	8,396	145,959	0,022	0,533	0,212	0,989	0,171	7,714	3,7%	28,5%	21,9%	8,3%	33,4%	0,5%
1987	67,668	18,856	8,627	162,652	0,019	0,543	0,157	1,841	0,220	7,440	2,4%	27,8%	28,2%	8,3%	29,3%	0,6%
1988	73,468	19,069	6,416	155,390	0,012	0,298	0,103	1,001	0,068	7,735	2,0%	27,2%	34,4%	8,3%	23,9%	0,6%
1989	87,201	21,903	12,310	149,731	0,030	0,767	0,283	2,103	0,399	7,353	1,8%	26,7%	40,0%	8,3%	18,5%	0,7%
1990	65,031	20,725	11,566	157,967	0,018	0,384	0,149	1,441	0,067	7,631	1,8%	26,3%	43,5%	8,3%	15,3%	0,8%
1991	59,983	17,741	8,100	160,887	0,014	0,446	0,127	2,093	0,159	7,341	1,7%	26,3%	44,9%	8,3%	13,7%	0,8%
1992	80,838	21,354	11,741	152,547	0,018	0,517	0,151	1,344	0,217	7,479	1,7%	26,0%	45,4%	8,3%	13,6%	0,9%
1993	40,362	11,358	6,786	158,421	0,016	0,246	0,057	2,828	0,057	7,386	1,8%	26,0%	44,7%	8,3%	14,3%	1,0%
1994	79,819	20,698	13,298	151,288	0,022	0,785	0,231	1,921	0,096	6,838	1,8%	27,9%	43,7%	8,3%	13,6%	1,2%
1995	72,734	18,788	11,845	149,694	0,026	0,619	0,168	1,950	0,161	7,454	1,9%	29,2%	42,6%	8,2%	13,5%	1,3%
1996	69,119	19,171	8,851	145,143	0,016	0,434	0,127	1,969	0,110	7,534	1,9%	29,7%	42,4%	8,3%	13,1%	1,5%
1997	70,754	20,142	7,639	147,068	0,020	0,763	0,190	1,670	0,345	7,444	1,9%	29,9%	42,1%	8,3%	13,1%	1,5%
1998	49,523	12,114	5,523	165,903	0,009	0,259	0,061	1,994	0,031	7,670	2,0%	29,4%	43,3%	8,3%	12,2%	1,7%
1999	61,239	14,221	8,066	158,715	0,017	0,431	0,124	2,572	0,080	7,741	2,3%	29,0%	44,5%	8,3%	10,5%	1,9%
2000	105,681	28,004	19,958	129,580	0,033	1,249	0,442	1,525	0,295	7,170	2,3%	28,8%	44,5%	8,3%	10,9%	1,8%
2001	69,077	22,798	8,502	140,693	0,016	0,401	0,113	1,725	0,095	7,483	2,3%	29,0%	44,5%	8,3%	10,5%	1,9%
2002	77,797	23,065	10,050	139,214	0,029	0,738	0,231	1,340	0,154	7,283	2,4%	29,7%	44,4%	8,3%	9,9%	1,9%
2003	65,754	17,319	7,406	152,107	0,013	0,327	0,082	1,958	0,093	7,529	2,4%	30,5%	44,0%	8,4%	9,4%	2,0%
2004	96,852	25,095	14,425	135,121	0,031	0,989	0,321	1,376	0,205	7,351	2,5%	31,5%	43,4%	8,5%	8,7%	2,0%
2005	78,300	20,801	14,025	144,365	0,028	0,688	0,231	1,846	0,115	7,518	2,5%	31,8%	42,6%	8,5%	8,8%	2,1%
2006	67,130	17,967	8,857	146,973	0,017	0,395	0,095	1,811	0,087	7,459	2,6%	32,7%	41,9%	8,5%	8,6%	2,1%
2007	71,126	20,731	8,396	138,389	0,017	0,417	0,119	1,842	0,090	7,661	2,7%	33,3%	40,1%	8,5%	9,7%	2,2%
2008	76,545	19,691	11,886	140,590	0,021	0,527	0,113	1,527	0,043	7,828	2,7%	33,4%	39,2%	8,4%	10,7%	2,3%
2009	83,792	21,467	12,089	139,853	0,030	0,574	0,153	1,523	0,087	7,654	2,7%	33,2%	38,9%	8,4%	11,0%	2,4%
2010	78,628	19,573	9,993	141,537	0,021	0,503	0,130	1,596	0,137	7,490	2,8%	32,5%	40,1%	8,4%	10,3%	2,5%

2011	92,274	23,947	15,324	132,377	0,027	0,469	0,149	1,277	0,076	7,609	2,8%	32,8%	39,8%	8,5%	10,0%	2,6%
2012	55,288	15,666	4,369	146,009	0,011	0,203	0,060	2,171	0,052	7,672	2,8%	31,4%	41,4%	8,5%	9,6%	2,9%
2013	80,232	22,142	9,795	139,287	0,016	0,621	0,189	1,976	0,140	7,289	2,9%	30,8%	40,6%	8,4%	10,8%	3,0%
2014	70,573	19,104	9,854	129,709	0,020	0,468	0,155	1,435	0,111	7,533	2,9%	30,6%	39,7%	8,5%	11,5%	3,2%
2015	62,099	16,740	6,949	144,871	0,013	0,428	0,107	1,871	0,099	7,780	3,0%	29,8%	40,2%	8,4%	11,8%	3,3%
2016	56,279	17,732	6,270	143,469	0,014	0,409	0,119	1,546	0,108	7,604	3,1%	29,7%	39,8%	8,4%	12,3%	3,3%
2017	80,009	20,278	13,059	126,744	0,020	0,625	0,231	2,039	0,115	7,538	3,2%	30,0%	39,1%	8,2%	12,6%	3,4%
2018	67,832	20,418	7,687	131,107	0,020	0,426	0,152	1,804	0,135	7,632	3,3%	30,0%	38,9%	8,2%	12,4%	3,6%
2019	80,733	23,378	10,429	134,537	0,019	0,571	0,177	1,701	0,104	7,554	3,3%	30,0%	37,8%	8,4%	13,2%	3,7%
2020	75,882	21,440	6,350	138,937	0,010	0,457	0,096	1,884	0,147	7,819	3,5%	30,0%	36,4%	8,4%	14,3%	3,7%

ANA CAROLINA DOS SANTOS REIS

**UTILIZAÇÃO DO SUPER PARA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DO USO E  
OCUPAÇÃO DO SOLO NA QUALIDADE DE ÁGUAS: Um estudo de caso para a  
Bacia do Rio Ipojuca**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à  
Coordenação do Curso de Engenharia Civil do  
Campus Agreste da Universidade Federal de  
Pernambuco – UFPE, na modalidade de artigo  
científico, como requisito parcial para obtenção  
do grau de Bacharel em Engenharia Civil.

**Área de concentração:** Recursos Hídricos

Aprovado em 6 de outubro de 2023.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Gilson Lima da Silva (Orientador)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Prof. Dr. Saulo de Tarso Marques Bezerra (Avaliador)  
Universidade Federal de Pernambuco

---

Me. José Floro de Arruda Neto (Avaliador)  
Universidade Federal de Pernambuco