



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

THAISE SUANNE GUIMARÃES FERREIRA

**ESTUDO DA VARIABILIDADE DO NÍVEL PIEZOMÉTRICO DA REGIÃO
METROPOLITANA DO RECIFE: Aplicações de sensoriamento remoto e
modelagem do fluxo subterrâneo**

Recife - PE

2025

THAISE SUANNE GUIMARÃES FERREIRA

**ESTUDO DA VARIABILIDADE DO NÍVEL PIEZOMÉTRICO DA REGIÃO
METROPOLITANA DO RECIFE: Aplicações de sensoriamento remoto e
modelagem do fluxo subterrâneo**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de doutor(a) em Engenharia Civil. Área de concentração: Recursos Hídricos. Correspondente ao indicado na ata de defesa

Orientador (a): Prof. Dr. José Almir Cirilo

Recife - PE

2025

.Catalogação de Publicação na Fonte. UFPE - Biblioteca Central

Ferreira, Thaise Suanne Guimarães.

Estudo da variabilidade do nível piezométrico da Região Metropolitana do Recife: Aplicações de sensoriamento remoto e modelagem do fluxo subterrâneo / Thaise Suanne Guimarães Ferreira. - Recife, 2025.

160f.: il.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2025.

Orientação: José Almir Cirilo.

Inclui referências e apêndices.

1. FREEWAT; 2. BALSEQ; 3. Modelagem subterrânea. I. Cirilo, José Almir. II. Título.

UFPE-Biblioteca Central

THAISE SUANNE GUIMARÃES FERREIRA

**ESTUDO DA VARIABILIDADE DO NÍVEL PIEZOMÉTRICO DA REGIÃO
METROPOLITANA DO RECIFE: Aplicações de sensoriamento
remoto e modelagem do fluxo subterrâneo**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, Área de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

Aprovada em 13/06/2025

Orientador: Prof. Dr. José Almir Cirilo, UFPE

BANCA EXAMINADORA

participação por videoconferência

Prof. Dr. Anderson Luiz Ribeiro de Paiva (examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência

Prof.^a Dr.^a Rochele Sheila Vasconcelos (examinadora externa)
Universidade Estadual de Santa Cruz

participação por videoconferência

Prof.^a Dr.^a Simone Rosa da Silva (examinadora externa)
Universidade de Pernambuco

participação por videoconferência

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

participação por videoconferência

Prof.^a Dr.^a Leidjane Maria Maciel de Oliveira (examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por me conceder força e proteção ao longo dessa caminhada. Agradeço à minha família, em especial à minha irmã, Tâmilly Suelen, por todo o apoio nos apertos da rotina. Ao meu amor, Cíntia Souza, sou imensamente grata por toda a arte que você trouxe para a minha vida, por seu carinho, companheirismo e por me fazer enxergar além da zona de conforto.

Às minhas amigas de jornada acadêmica, Júlia Souza e Andreia Azevedo, que me fizeram sentir menos sozinha nesse percurso, meu muito obrigada. À minha amiga Sabrina Raimundo, presente desde a graduação e dona de uma das almas mais bonitas que já cruzaram o meu caminho, obrigada por toda a força e incentivo.

Agradeço ao ser que mais esteve ao meu lado durante a realização deste doutorado: minha gata, Olivia. Embora nunca tenha entendido muito bem todas as longas horas em frente ao computador, esteve sempre ali, no tapetinho ao lado da mesa. À minha psicóloga, Ariane, que me ajudou a enxergar essa experiência sob uma nova perspectiva, minha sincera gratidão.

Ao meu orientador, professor José Almir Cirilo, meu agradecimento não apenas pela orientação nesta pesquisa, mas por guiar toda a minha trajetória acadêmica. Sua conduta, como pessoa e profissional, sempre será fonte de exemplo e inspiração. Sou profundamente grata pela oportunidade de termos caminhado juntos por tanto tempo.

Agradeço à Capes pela concessão da bolsa que tornou possível a realização desta pesquisa. Também estendo minha gratidão a todos os professores e funcionários que compõem o PPGE.

Por fim, agradeço à Universidade Federal de Pernambuco, especialmente ao Campus Caruaru, que se tornou minha segunda casa e me proporcionou vivências e memórias que levarei comigo por toda a vida.

RESUMO

Este trabalho investiga o uso integrado de dados de sensoriamento remoto e modelagem numérica para a estimativa da recarga e análise da dinâmica das águas subterrâneas, com foco na Região Metropolitana do Recife (RMR), Pernambuco. Inicialmente, foi realizada uma revisão sistemática da literatura sobre a aplicação de produtos de sensoriamento remoto na estimativa da recarga de aquíferos, com base na análise de 19 artigos indexados nas bases *Web of Science* e *Scopus*. Os resultados evidenciaram o potencial dos produtos CHIRPS e TRMM para precipitação, destacando sua aplicabilidade em diferentes contextos hidrológicos. Em paralelo, uma segunda revisão abordou o desenvolvimento e aplicação da plataforma FREEWAT como ferramenta de modelagem hidrogeológica, com a análise de 22 artigos. Verificou-se que a plataforma possui alta viabilidade técnica, especialmente para simulações em aquíferos costeiros, desde que associada a conjuntos de dados de entrada de qualidade. Dessa forma, avaliou-se a estimativa da recarga subterrânea na RMR entre 2004 e 2023, utilizando o modelo de balanço hídrico sequencial diário (BALSEQ) com diferentes combinações de dados medidos (ANA e INMET) e de sensoriamento remoto (CHIRPS e ERA5). As simulações foram validadas por métricas estatísticas tendo como referência a combinação ANA + INMET. Os resultados indicaram que as combinações ANA + ERA5 ($r = 0,97$) e CHIRPS + INMET ($r = 0,94$) apresentaram correlação “quase perfeita”, enquanto CHIRPS + ERA5 ($r = 0,87$) e ERA5 + INMET ($r = 0,83$) mostraram correlação “muito alta”, apontando para a consistência do CHIRPS na estimativa da precipitação na região estudada. Por fim, foi desenvolvido um modelo numérico de fluxo subterrâneo para os aquíferos da RMR, utilizando o FREEWAT, com o objetivo de avaliar a evolução da dinâmica do sistema aquífero e os rebaixamentos piezométricos ao longo de duas décadas. Os resultados evidenciaram rebaixamentos superiores a 100 metros em alguns setores, configurando um cenário crítico que exige medidas urgentes de gestão e proteção dos recursos hídricos subterrâneos. Os resultados desta tese confirmam a eficácia da integração entre sensoriamento remoto e modelagem numérica como estratégia para a análise e o manejo sustentável das águas subterrâneas em regiões com escassez de dados e crescente pressão antrópica e climática.

Palavras-chave: FREEWAT; BALSEQ; modelagem subterrânea.

ABSTRACT

This study investigates the integrated use of remote sensing data and numerical modeling for estimating groundwater recharge and analyzing aquifer dynamics, with a focus on the Metropolitan Region of Recife (RMR), Pernambuco, Brazil. Initially, a systematic literature review was conducted on the application of remote sensing products for aquifer recharge estimation, based on the analysis of 19 articles indexed in the Web of Science and Scopus databases. The results highlighted the potential of CHIRPS and TRMM precipitation products, demonstrating their applicability in various hydrological contexts. In parallel, a second review addressed the development and application of the FREEWAT platform as a tool for hydrogeological modeling, through the analysis of 22 articles. It was found that the platform has high technical feasibility, especially for simulations in coastal aquifers, provided it is supported by high-quality input datasets. Subsequently, groundwater recharge in the RMR between 2004 and 2023 was estimated using the daily sequential water balance model (BALSEQ), with different combinations of observed data (ANA and INMET) and remote sensing products (CHIRPS and ERA5). Simulations were validated using statistical metrics, with the ANA + INMET combination as a reference. The results showed that ANA + ERA5 ($r = 0.97$) and CHIRPS + INMET ($r = 0.94$) combinations presented a “near-perfect” correlation, while CHIRPS + ERA5 ($r = 0.87$) and ERA5 + INMET ($r = 0.83$) showed a “very high” correlation, indicating the consistency of CHIRPS for precipitation estimation in the study region. Finally, a numerical groundwater flow model was developed for the RMR aquifers using the FREEWAT platform to assess the evolution of aquifer dynamics and piezometric drawdowns over two decades. The results revealed drawdowns exceeding 100 meters in certain areas, indicating a critical scenario that demands urgent management strategies to mitigate salinization and preserve the quality of groundwater resources. The findings of this thesis confirm the effectiveness of integrating remote sensing data with numerical modeling as a robust approach for the analysis and sustainable management of groundwater in regions facing data scarcity and increasing anthropogenic and climatic pressures.

Keywords: FREEWAT; BALSEQ; groundwater modeling.

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1 - PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO COMO BASE DE DADOS PARA ESTIMATIVA DE RECARGA SUBTERRÂNEA: UMA REVISÃO

- Figura 1 – Fluxograma da metodologia PRISMA adotada no levantamento bibliográfico. 26
- Figura 2 – Análise (a) SWOT e (b) TOWS para utilização de dados de sensoriamento remoto na estimativa da recarga subterrânea 37

ARTIGO 2 – O USO DA PLATAFORMA FREEWAT NA MODELAGEM DE SISTEMAS AQUÍFEROS: UMA REVISÃO

- Figura 1 – Fluxograma da metodologia PRISMA adotada para revisão bibliográfica sobre o FREEWAT. 48
- Figura 2 – Distribuição dos artigos analisados sobre o FREEWAT em revistas ao longo do tempo. 57

ARTIGO 3 – ESTIMATIVAS DE RECARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS UTILIZANDO UM MODELO DE BALANÇO HÍDRICO SEQUENCIAL DIÁRIO E DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE – PERNAMBUCO

- Figura 1 – Localização da Região Metropolitana do Recife (RMR), no estado de Pernambuco. 69
- Figura 2 – Localização das estações de medição *in situ* de precipitação, da ANA, e estação meteorológica Recife (A301) do INMET. 71
- Figura 3 – Fluxograma de funcionamento do modelo numérico de balanço hídrico sequencial diário BALSEQ. 74
- Figura 4 – Mapas de (a) uso e ocupação do solo e (b) tipos de solo da RMR. 76
- Figura 5 – Mapa dos (a) Grupo Hidrológico e (b) Número de Curva (NC) da RMR. 79
- Figura 6 – Mapa da (a) Capacidade Utilizável – Cu; (b) Profundidade eficaz das raízes das plantas – Rp; e (c) quantidade máxima de água disponível no solo para evapotranspiração – AGUT para a RMR. 80

Figura 7 –	Mapa das unidades hidrogeológicas homogêneas considerada nesse estudo	80
Figura 8 –	Gráficos do conjunto de dado de precipitação média usadas no modelo BALSEQ para simulação da Região Metropolitana do Recife. Em (a) séries temporais mensais em milímetros de 2004 a 2023, em (b) box-plot mostrando médias anuais, desvios padrão e valores atípicos e em (c) médias mensais com barras de erro correspondentes aos desvios padrão.	83
Figura 9 –	Métricas estatísticas dos dados de precipitação do observados e estimados, em escala mensal, a partir do (a) CHIRPS e (b) ERA5.	84
Figura 10 –	Gráficos do conjunto de dado de evapotranspiração potencial média usadas no modelo BALSEQ para simulação da Região Metropolitana do Recife. Em (a) séries temporais mensais em milímetros de 2004 a 2023, em (b) box-plot mostrando médias anuais, desvios padrão e valores atípicos e em (c) médias mensais com barras de erro correspondentes aos desvios padrão.	86
Figura 11 –	Métricas estatísticas dos dados de potencial de evapotranspiração do observados e estimados, em escala mensal, a partir do ERA5.	86
Figura 12 –	Gráficos das estimativas para recarga modelada através BALSEQ para simulação da Região Metropolitana do Recife. Séries temporais mensais em milímetros de 2004 a 2023 de ANA_INMET com (a) CHIRPS_INMET, (b) CHIRPS_ERA5, (c) ERA5_INMET, (d) ERA5_ERA5, e (e) ANA_ERA5; em (f) box-plot mostrando médias anuais, desvios padrão e valores atípicos e em (g) médias mensais com barras de erro correspondentes aos desvios padrão.	88
Figura 13 –	Métricas estatísticas das estimativas de recarga calculada através do BALSEQ com a combinação de dados observados ANA_ERA5, em escala mensal, a partir das combinações (a)	90

ANA_ERA5, (b) CHIRPS_INMET, (c) CHIRPS_ERA5, (d) ERA5_INMET, e (e) ERA5_ERA5.

ARTIGO 4 – ESTIMATIVAS DE BALANÇO HÍDRICO E REBAIXAMENTO DE NÍVEIS PIEZOMÉTRICOS A PARTIR DE MODELAGEM NÚMERICA E DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE – PERNAMBUCO

Figura 1 –	Formações aquíferas presentes na Região Metropolitana do Recife (RMR).	106
Figura 2 –	Camadas e as respectivas formações representadas no modelo numérico.	109
Figura 3 –	Topografia, distribuição dos poços de observação e exploração da RMR.	111
Figura 4 –	Superfícies de topo e base das camadas do modelo numérico para a RMR.	112
Figura 5 –	Valores iniciais do coeficiente Kx, em m/d, para as camadas do modelo numérico.	113
Figura 6 –	Condições de contorno do modelo numérico para a RMR.	114
Figura 7 –	Distribuição da recarga inicial considerada, em mm/dia, para cada ano simulado para a RMR	116
Figura 8 –	Fluxograma da metodologia aplicada a modelagem dos níveis piezométricos da RMR.	119
Figura 9 –	Valores finais do coeficiente Kx, em m/d, para as camadas do modelo numérico.	121
Figura 10 –	Relação entre os níveis piezométricos simulados e observados após o processo de estimativa de parâmetros	122
Figura 11 –	Resíduos dos níveis piezométricos observados e simulados, por camada, nos poços utilizados para calibração.	125
Figura 12 –	Rebaixamentos máximos e mínimos em cada camada por período de estresse.	131
Figura 13 –	Mapas de rebaixamento da camada 1 para os períodos de estresse de SP1 a SP17.	132

- Figura 14 – Mapas de rebaixamento da camada 2 para os períodos de 133
estresse de SP1 a SP17.
- Figura 15 – Mapas de rebaixamento da camada 3 para os períodos de 134
estresse de SP1 a SP17.
- Figura 16 – Mapas de rebaixamentos médios na camada 1, camada 2 e 136
camada 3 para o período modelado.

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1 - PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO COMO BASE DE DADOS PARA ESTIMATIVA DE RECARGA SUBTERRÂNEA: UMA REVISÃO

Tabela 1 – Citações, área de estudo, base de dados de sensoriamento remoto utilizados e padrões temáticos dos estudos incluídos nessa revisão.	35
--	----

ARTIGO 2 – O USO DA PLATAFORMA FREEWAT NA MODELAGEM DE SISTEMAS AQUÍFEROS: UMA REVISÃO

Tabela 1 – Padrões temáticos, foco, contribuições principais e números de citações dos artigos analisados sobre o FREEWAT.	58
--	----

ARTIGO 3 – ESTIMATIVAS DE RECARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS UTILIZANDO UM MODELO DE BALANÇO HÍDRICO SEQUENCIAL DIÁRIO E DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE - PERNAMBUCO

Tabela 1 – Conjunto de dados hidrológicos utilizados no presente estudo	70
Tabela 2 – Distribuição percentual das classes de uso e ocupação do solo na Região Metropolitana do Recife (RMR), no período de 2002 a 2021.	77
Tabela 3 – Valores de número de curva (NC) e profundidade eficaz das raízes (Rp) associados às classes de uso e ocupação do solo conforme o mapeamento do <i>Corine Land Cover</i> .	78
Tabela 4 – Classificação dos coeficientes de eficiência.	82
Tabela 5 – Métricas estatísticas dos dados de precipitação do observados e estimados a partir do CHIRPS e ERA5 para as estações chuvosa e seca.	84
Tabela 6 – Métricas estatísticas dos dados de potencial de evapotranspiração do observados e estimados a partir do ERA5 para as estações chuvosa e seca.	87

Tabela 7 – Métricas estatísticas das estimativas de recarga calculada através do BALSEQ com a combinação de dados observados ANA_ERA5, para as estações chuvosa e seca, a partir das combinações (a) ANA_ERA5, (b) CHIRPS_INMET, (c) CHIRPS_ERA5, (d) ERA5_INMET, e (e) ERA5_ERA5.	91
--	----

ARTIGO 4 – ESTIMATIVAS DE BALANÇO HÍDRICO E REBAIXAMENTO DE NÍVEIS PIEZOMÉTRICOS A PARTIR DE MODELAGEM NÚMERICA E DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE – PERNAMBUCO

Tabela 1 – Períodos de estresse e passos de tempo do modelo.	118
Tabela 2 – Valores dos parâmetros depois da calibração em regime transiente	121
Tabela 3 – Balanço hídrico, em metros cúbicos, resultante da modelagem numérica com o FREEWAT para as formações da RMR para o período de 2004 a 2023.	127

LISTA DE SIGLAS

ΔAI	Variação do armazenamento de água no solo
AGUT	Quantidade máxima de água disponível no solo para evapotranspiração
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento
APAC	Agência Pernambucana de Águas e Clima
BALSEQ	modelo de balanço hídrico sequencial diário
BMC	Balanço de massa de cloretos
CHD	<i>Constant Head Package</i>
CN	Curva Número
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
Cu	Capacidade utilizável
DRN	<i>Drainage Package</i>
EAM	Erro absoluto médio
ECMWF	<i>European Centre for Medium-Range Weather Forecasts</i>
E_d	Escoamento direto
ELM	<i>Extreme Learning Machine</i>
Embrapa	Empresa Brasileira de Agropecuária
ERMA	Erro Relativo Médio Absoluto
ETP	Evapotranspiração potencial
ETR	Evapotranspiração real
FEWS -NET	Rede de Sistemas de Alerta Prévio contra Fome dos Estados Unidos para o Desenvolvimento Internacional
FMP	<i>Farm Process</i>
FREEWAT	<i>FREE and open source software tools for WATER resource management</i>
GBR	<i>Gradient Boosting Regression</i>
GRACE	<i>Gravity Recovery and Climate Experiment</i>
GWS	Método do Armazenamento de Água Subterrânea
HOB	<i>Head Observation Package</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IMERG	<i>Integrated Multi-satellitE Retrievals for GPM</i>
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
I_p	Infiltração profunda no solo
LPE	Lineamento Pernambuco
MAR	Recarga gerenciada de aquíferos
MBH	Método do Balanço Hídrico
MRE	Método de Recarga Espacial
MSH	Método de Separação de Hidrograma
NS	<i>Nash-Sutcliffe</i>
OAT	<i>Observation Analyses Tool</i>
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
P	Precipitação
PBIAS	Percentual de Tendência
PRISMA	<i>Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis</i>
r	Correlação de Pearson
R²	Coeficiente de determinação
RMR	Região Metropolitana do Recife
RMSE	Erro quadrático médio
RP	Método da Recarga Potencial
R_p	Profundidade eficaz das raízes das plantas
RRMSE	Raiz do Erro Quadrático Relativo Médio
SIAGAS	Sistema de Informações de Águas Subterrâneas
SIG	Sistemas de informação geográfica
SMAP	<i>Soil Moisture Active Passive</i>
SP	Periodos de Estresse
SWB	<i>Soil-Water-Balance</i>
WA-ELM	<i>Wavelet-Extreme Learning Machine</i>
WELL	<i>Well Package</i>
WoS	<i>Web of Science</i>

WTF	Método de Flutuação do Nível d'Água
ZAPE	Zoneamento Agroecológico de Pernambuco

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	HIPOTESES	22
1.2	OBJETIVOS	22
1.2.1	Objetivo geral	22
1.2.2	Objetivos específicos	22
1.3	ESTRUTURA DA TESE	22
2	ARTIGO 1 – PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO COMO BASE DE DADOS PARA ESTIMATIVA DE RECARGA SUBTERRÂNEA: UMA REVISÃO	24
3	ARTIGO 2 – O USO DA PLATAFORMA FREEWAT NA MODELAGEM DE SISTEMAS AQUÍFEROS: UMA REVISÃO	46
4	ARTIGO 3 – ESTIMATIVAS DE RECARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS UTILIZANDO UM MODELO DE BALANÇO HÍDRICO SEQUENCIAL DIÁRIO E DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE - PERNAMBUCO	59
5	ARTIGO 4 – ESTIMATIVAS DE BALANÇO HÍDRICO E REBAIXAMENTO DE NÍVEIS PIEZOMÉTRICOS A PARTIR DE MODELAGEM NÚMERICA E DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE – PERNAMBUCO	99
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS	150
	REFERÊNCIAS	152
	APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DAS UNIDADES REPRESENTATIVAS DE TIPO DE SOLO	155

1 INTRODUÇÃO

A Região Metropolitana do Recife (RMR) tem se desenvolvido de forma rápida e desenfreada, incrementando na mesma medida do seu crescimento, sua demanda por água. Segundo o último censo do IBGE (2022), a população da RMR é de 3,7 milhões de habitantes. Predominantemente atendida pelos reservatórios superficiais, as captações de aquíferos funcionam como um complemento ao abastecimento da região, porém, as empresas concessionárias vêm cada vez mais se utilizando de poços do que dos mananciais superficiais para atender a demanda (Costa *et al.*, 1998). De acordo com a Agência Pernambucana de Águas e Clima – APAC (2021), cerca de 68% dos poços registrados em Pernambuco estão na RMR. Até o ano de 2020, foram registradas 5.176 captações de água subterrânea em todo estado e um aumento de 156,6% no número de outorgas emitidas (APAC, 2021). Esses números, embora expressivos, estão distantes da realidade em função da grande quantidade de poços irregulares existentes, os quais não são contabilizados nas estatísticas oficiais.

Situada na faixa litorânea do estado de Pernambuco, a RMR estende-se por um comprimento de cerca de 80 km e é constituída por quatorze municípios: Araçoba, Itapissuma, Itamaracá, Abreu e Lima, Igarassu, Paulista, Olinda, Recife, Jaboatão dos Guararapes, Moreno, Camaragibe, São Lourenço da Mata, Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca. Sua precipitação varia de 2200 a 2500 mm/ano e a evapotranspiração potencial varia entre 1550 mm/ano a 1600 mm/ano (Batista, 2015). Do ponto de vista geológico, a RMR pode ser subdividida em quatro domínios principais: (1) na área Norte, temos a Bacia Paraíba; (2) na área Sul, a Bacia Pernambuco; (3) na área central, o Domínio da Planície do Recife; e (4) na área oeste, o Embasamento Cristalino.

A perfuração de poços na RMR teve início na década de 1970, intensificando-se entre os anos de 1993 e 1998, quando enfrentou um prolongado período de racionamento em decorrência de uma severa estiagem (Luna *et al.*, 2017). A intensificação do bombeamento provocou um rebaixamento da superfície piezométrica que chegou a atingir 100 m em alguns pontos (Cabral *et al.*, 2008; Montenegro *et al.*, 2009).

O sistema aquífero Cabo é o segundo mais explorado da RMR, constituindo juntamente com os aquíferos Beberibe e Boa Viagem a principal fonte de água

subterrânea na região. Segundo Montenegro *et al.* (2005), no bairro de Boa Viagem, um dos mais populosos da região litorânea do município do Recife, onde os aquíferos presentes são o livre Boa Viagem e o semiconfinado Cabo, é a área em que se encontra um grande número de poços em operação e alguns até já desativados, devido ao excessivo rebaixamento potenciométrico e problemas com salinização. O maior nível de rebaixamento do aquífero Cabo encontra-se na orla de Boa Viagem, onde o valor é da ordem de 60 m (Costa *et al.*, 2002)

O excesso de exploração dos aquíferos da Planície do Recife provocou a depleção do nível freático da área (Costa *et al.*, 1998) e segundo Meij e Minnema (1999), a diminuição artificial do lençol freático em uma área, induz a infiltração ou o aumento da infiltração na mesma. No litoral, esses níveis perigosos de rebaixamento podem vir a potencializar a intrusão salina. Já foi constatada salinização em alguns aquíferos na zona litorânea da Planície do Recife devido à super exploração (Costa Filho, 1997; Costa *et al.*, 1998, 2002; Farias, 2003; Monteiro, 2000).

Com o objetivo de aprofundar o conhecimento sobre as águas subterrâneas da RMR, desde 1994 são realizados estudos incentivados pelo governo de Pernambuco sobre a hidrogeologia da região. Entre 1994 e 1998 foi realizado o Estudo Hidrogeológico da Região Metropolitana do Recife (Costa *et al.*, 1998), que passou a ser conhecido como HIDROREC I, cujo objetivo era obter conhecimento das reais características hidrogeológicas dos aquíferos explorados na RMR. Foram realizados cadastramentos de poços, levantamento dos focos potenciais de poluição, monitoramento de níveis e água em poços paralisados, entre outras atividades. Os resultados mostraram que, embora os dados utilizados no estudo fossem até a década de 80, já se percebeu um início de superexploração, com o nível potenciométrico do aquífero Beberibe, quando semiconfinado pelo aquífero Boa Viagem, apresentou profundidade de até 10 m abaixo do seu topo.

O Estudo Hidrogeológico dos Municípios de Recife, Olinda, Camaragibe e Jaboatão dos Guararapes (Costa *et al.*, 2002), chamado de HIDROREC II, elaborado pela Secretaria de Recursos Hídricos do estado, foi realizado entre 2000 e 2002, decorrente da necessidade de atualizar os conhecimentos hidrogeológicos das áreas desses municípios devido ao grande número de novos poços que surgiram ao longo do período de escassez de águas superficiais na região. O trabalho atualizou o mapa de zoneamento explotável da área, impondo a redução da vazão em até 50% e a proibição da perfuração de novos poços no aquífero Cabo, em sua zona costeira, e

redução de 30% da vazão nos poços existentes e limitação de vazão outorgada de 30 m³/dia para novos poços nos aquíferos Cabo, na Zona Sul, e Beberibe, no centro do Recife.

Em 2017, é publicado o Estudo sobre a Disponibilidade e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Região Metropolitana do Recife (Leitão *et al.*, 2017), o HIDROREC III. O estudo complementa e atualiza as informações dos anteriores, apresentando uma caracterização global dos sistemas aquíferos e formações hidrogeológicas presentes na RMR. Essas informações permitiram a elaboração de um banco de dados utilizado para modelagem numérica do escoamento na área nos períodos representativos dos anos 1998-2000, 2007-2009 e 2013-2015, e a partir disso, elaboração de diversos cenários de exploração. Os resultados obtidos permitiram a atualização do mapa de explotabilidade da RMR, que teve as zonas com maiores restrições de vazões expandidas.

Considerando o período avaliado no último HIDROREC, evidencia-se à necessidade de dar continuidade a avaliação das condições das águas subterrâneas da RMR, especialmente no cenário de intensificação das consequências das mudanças climáticas nos recursos hídricos. As mudanças no regime de chuva, atrelado as mudanças de uso e ocupação do solo e crescimento do consumo de água podem influenciar significativamente a disponibilidade hídrica dos aquíferos da RMR. Assim, compreender essa dinâmica é essencial para o estabelecimento de estratégias de proteção, conservação e gestão sustentável das águas subterrâneas, garantindo o atendimento aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), em especial aos ODS 6, 11 e 13. Onde a ODS 6 propõe o aumento da eficiência do uso da água em todos os setores, assegurando retiradas sustentáveis e o ODS 11, entre outros pontos, discute sobre aumentar a urbanização inclusiva e sustentável, garantindo o crescimento e desenvolvimento dos centros urbanos atrelado a preservação dos recursos naturais. Já o ODS 13 busca integrar medidas da mudança do clima nas políticas, estratégias e planejamentos dos diversos setores.

Há, portanto, um histórico claro de rebaixamento dos níveis piezométricos das formações aquíferas devido a superexploração das águas subterrâneas na RMR. Compreender e quantificar a evolução dessa relação é imprescindível para construção do conhecimento sobre as interações do fluxo subterrâneo com as consequências da sua exploração intensificada. Além disso, esse conhecimento auxilia na elaboração e

atualização de políticas de gestão e gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos.

No entanto, uma das grandes dificuldades nos estudos envolvendo água subterrânea são a falta de dados. As limitações na cobertura espaço-temporal das redes de monitoramento de águas subterrâneas, dados de exploração e de parâmetros que permitam representar numericamente os processos de recarga continuam a restringir a compreensão desses sistemas (IPCC, 2022). E os modelos numéricos, apesar de apresentarem estruturas poderosas capazes de representar sistemas complexos, esbarram na necessidade de conjuntos de dados espacialmente contínuos e consistentes das propriedades que controlam o movimento da água no solo (Anderson *et al.*, 2015; Condon *et al.*, 2021).

Nesse sentido, o avanço do geoprocessamento e sensoriamento remoto tem possibilitado bases de dados e ferramentas que podem auxiliar na avaliação das condições dos aquíferos, especialmente no que se refere a sua taxa de recarga, variável essencial para a modelagem do fluxo, que pode ser estimada através de metodologias diretas (Szilagyi e Jozsa, 2013; Coelho *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2019; Barbosa *et al.*, 2022; Yang *et al.*, 2024) ou indiretas (Githui *et al.*, 2012; Knoche *et al.*, 2014; Gemitzi *et al.*, 2017; Fallatah *et al.*, 2019; González-Ortigoza *et al.*, 2023). Quantificar a recarga subterrânea é a chave para o uso sustentável dos recursos hídricos subterrâneos (Fallatah *et al.*, 2019) e, portanto, essencial para estudos de modelagem do fluxo subterrâneo.

Existem diversos trabalhos na literatura que analisam a combinação de diferentes abordagens baseadas em dados de sensoriamento remoto para estimativa de recarga e modelagem de sistemas subterrâneos. Belay *et al.* (2024) avaliaram o uso dos dados do CHIRPS (precipitação) e *TerraClimate* (Evapotranspiração) no modelo *WetSpass*, constatando a viabilidade dessas bases para quantificar a taxa de recarga subterrânea. Coelho *et al.* (2017) utilizaram o método do balanço hídrico com dados de precipitação do TRMM e evapotranspiração real derivada do MODIS para estimar a recarga na Bacia do Rio Ipanema, obtendo resultados satisfatórios. Yang *et al.* (2024) compararam a aplicação do SWAT a partir de dados medidos com o método do balanço hídrico com dados do TRMM (precipitação), MOD16A2GF (evapotranspiração) e GLDAS-2.1 (escoamento superficial), em Jiamusi, na China. Essas estimativas de recarga podem ser utilizadas como dados de entrada de modelos de fluxo subterrâneo, auxiliando na representação de processos

hidrogeológicos, como o rebaixamento dos níveis piezométricos e o balanço hídrico nos aquíferos.

1.1 HIPOTESE

A utilização de produtos de sensoriamento remoto para geração de dados de entrada de modelos de simulação de fluxo de água subterrânea consegue ser eficiente na estimativa das componentes do balanço hídrico subterrâneo e do rebaixamento de nível piezométrico dos aquíferos. Sua utilização pode ser uma alternativa a complementação dos dados de estações de monitoramento, contornando o problema da limitação temporal e espacial dos dados medidos.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar a capacidade de estimativa de rebaixamento do nível piezométrico através de modelagem com dados de entrada de sensoriamento remoto nos aquíferos da Região Metropolitana do Recife.

1.2.2 Objetivos específicos

- Avaliar diferentes fontes de dados de sensoriamento remoto e sua representatividade com dados de entrada em modelos de cálculo da recarga.
- Utilizar as taxas de recarga subterrânea obtidas usando dados de sensoriamento remoto para estimar o rebaixamento do nível piezométrico de aquíferos.

1.3 ESTRUTURA DA TESE

A presente tese é estruturada no formato de artigos científicos, organizadas em seis capítulos. No Capítulo 1 é apresentado o problema da pesquisa, a hipótese e as perguntas norteadoras, assim como os objetivos, geral e específicos.

No Capítulo 2 é desenvolvida uma revisão de literatura sobre os produtos de sensoriamento utilizados em estudos voltados a estimativa de recarga das águas

subterrâneas, aplicando a metodologia PRISMA e realizando uma análise SWOT-TOWS para identificar os pontos fortes e fracos, as oportunidades e os desafios envolvendo o tema.

No Capítulo 3, realiza-se uma revisão sistemática de literatura sobre a plataforma *FREE and open source software tools for WATER resource management* (FREEWAT), por meio da metodologia PRISMA e utilizando o *software CiteSpace* para análise bibliométrica. Os artigos avaliados foram divididos em duas temáticas: (i) desenvolvimento e atualizações da plataforma, e (ii) aplicações em modelagem subterrânea.

No Capítulo 4 realizou-se a estimativa da recarga subterrânea utilizando diferentes fontes de dados provindas de produtos de sensoriamento remoto. A estimativa se deu a partir da simulação com o modelo BALSEQ. Foram realizadas análises estatísticas entre as diversas combinações de fontes de dados de precipitação e potencial de evapotranspiração para a RMR, em Pernambuco.

No Capítulo 5 procede-se a aplicação da plataforma FREEWAT para simulação do balanço hídrico e rebaixamentos dos níveis piezométricos dos aquíferos na RMR. Assim, nesse capítulo consta a descrição dos dados de entrada utilizados no modelo, a equação base por ele utilizada, as estatísticas usadas para realizar a análise de desempenho, e os respectivos resultados da etapa de calibração, bem como o balanço hídrico e rebaixamentos observados ao longo do período analisado.

Por fim, no Capítulo 6, constam a resposta da questão norteadora da tese, o aceite da hipótese, bem como as considerações finais do trabalho.

2 ARTIGO 1 – PRODUTOS DE SENSORIAMENTO REMOTO COMO BASE DE DADOS PARA ESTIMATIVA DE RECARGA SUBTERRÂNEA: UMA REVISÃO

Resumo – O presente estudo tem como objetivo realizar uma revisão sistemática da literatura existente sobre a utilização de dados gerados a partir de produtos de sensoriamento remoto para estimar a recarga das águas subterrâneas. Os termos “*recharge*” e “*remote sensing product data*” foram utilizados como palavras-chave nas bases de dados *Web of Science* e *Scopus*. Ao total, 19 artigos foram analisados, destacando a utilização de diferentes produtos de precipitação e evapotranspiração para estimativa da recarga potencial. Essa revisão destaca o potencial de utilização de produtos como o CHIRPS e o TRMM, para precipitação, e o MODIS, para evapotranspiração. Destaca também outras bases de dados de sensoriamento remoto que apresentaram bons resultados em suas aplicações. Os estudos mostram a alta viabilidade de aplicação do sensoriamento remoto para estimativa de recarga subterrânea, e como sua utilização pode aumentar a qualidade e confiabilidade dos resultados obtidos.

Palavras-chave: Revisão sistemática da literatura; dados de satélite; água subterrânea.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento exponencial das populações urbanas e rurais, escassez de água superficial durante as estações chuvosas, mudanças climáticas, urbanização, desmatamento, degradação da terra e desenvolvimento de irrigação expansiva aumentaram a preocupação sobre a gestão sustentável das águas subterrâneas (Ayenew, 2001; Yu *et al.*, 2020).

Quantificar a recarga é uma etapa fundamental em qualquer estudo sobre a gestão dos recursos hídricos subterrâneos. No entanto, a recarga é um fenômeno natural complexo, que depende de uma grande variedade de fatores, como intensidade e duração da chuva, condições meteorológicas, características dos tipos e usos do solo, entre outros (Scanlon *et al.*, 2006; Jiménez-Martínez *et al.*, 2013; Smerdon, 2017), que possuem uma variabilidade temporal e espacial relevante para sua estimativa. Sua quantificação varia em ordens de magnitude globalmente,

especialmente com a intensificação das mudanças climáticas (Vries e Simmers, 2002; Kalu *et al.*, 2024)

Compreender as variabilidades espacial e temporais dos componentes do balanço hídrico é fundamental para a gestão eficiente, equitativa e sustentável das águas subterrâneas (Gebremeskel e Kebede, 2017). Entretanto, estimar a recarga é uma tarefa difícil, pois não pode ser medida diretamente e é altamente influenciada por medições imprecisas e uso indevido de suposições (Martos-Rosillo *et al.*, 2015; Adhikari *et al.*, 2022; Kumar, Schneider e Elango, 2022).

Tecnologias inovadoras, como o sensoriamento remoto e os sistemas de informação geográfica (SIG), têm desempenhado um papel relevante no fornecimento de informações para a gestão de recursos hídricos (Coelho *et al.*, 2017). O uso de dados de sensoriamento remoto é vantajoso devido à ampla cobertura espacial, acesso gratuito e quase em tempo real, possibilitando o monitoramento contínuo das águas subterrâneas em diferentes escalas (Ahamed *et al.*, 2022).

O sensoriamento remoto associado às técnicas de geoprocessamento tem revelado alternativas para o monitoramento de aquíferos com aspectos mais favoráveis em relação a custos operacionais, velocidade de processamento, continuidade e escopo em grande escala espacial e temporal (Crosbie *et al.*, 2015; Baalousha *et al.*, 2018; Li *et al.*, 2019).

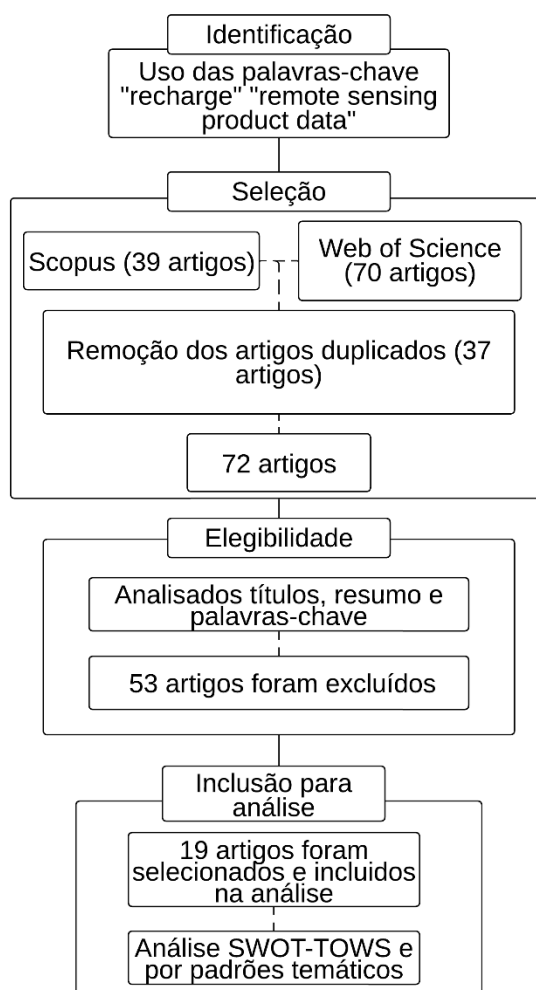
Alguns componentes do balanço hídrico, como a precipitação e a evapotranspiração, essenciais para estimativa da recarga, podem ser obtidos através de produtos de sensoriamento remoto. E essas bases de dados podem ser utilizadas como dados de entrada para os diversos métodos existentes de estimativa de recarga, além de possibilitar o surgimento de novas metodologias.

O presente artigo tem como objetivo analisar o uso de produtos de sensoriamento remoto como base de dados para estimar a recarga de água subterrânea a partir de diferentes metodologias. O estudo consiste em uma revisão sistemática de literatura onde se buscou apresentar um resumo do conhecimento da área por meio da pesquisa, identificação, seleção e avaliação crítica de diferentes artigos científicos. Assim, o objetivo é aprofundar o conhecimento sobre as fontes de dados de sensoriamento remoto utilizadas para estimar a recarga, indicando seu potencial para estimativa de recarga atrelado as metodologias utilizadas, permitindo a visualização das tendências e lacunas a serem preenchidas em novos estudos.

2 METODOLOGIA

Em uma revisão, métodos sistemáticos e explícitos são utilizados para identificar, selecionar e avaliar criticamente os estudos mais relevantes em uma determinada área. O método *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis* (PRISMA) foi aplicado nesta revisão. O método PRISMA apresenta um conjunto mínimo de itens baseado em evidências para revisões sistemáticas e meta-análise, que são descritos em um diagrama que mostra o fluxo de informações nas diferentes fases de uma revisão sistemática (PRISMA, 2024). O diagrama de fluxo é dividido em quatro etapas: identificação, seleção, elegibilidade e inclusão. O fluxograma da presente revisão é mostrado na Figura 1.

Figura 1 – Fluxograma da metodologia PRISMA adotada no levantamento bibliográfico.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O levantamento bibliográfico realizado na primeira etapa utilizou as palavras-chave “*recharge*” e “*remote sensing product data*” nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science* (WoS), onde foram considerados apenas artigos escritos em inglês. Foram encontrados 39 artigos na *Scopus* e 70 artigos na WoS, totalizando 109 artigos. Na segunda etapa, foram identificados 37 artigos duplicados e estes foram eliminados da base de dados, resultando em 72 publicações selecionadas.

Na etapa seguinte, foram analisados os títulos, resumo e palavras-chaves dos artigos, observando sua relevância e aderência ao tema proposto. Ao final da análise, 19 artigos atenderam aos critérios de elegibilidade e foram incluídos na presente revisão sistemática. Os trabalhos foram divididos segundo padrões temáticos baseados em temas relevantes para a avaliação do uso de dados de sensoriamento remoto em estudos de águas subterrâneas. Além disso, foi realizada uma análise SWOT-TOWS para identificar as vantagens (pontos fortes e oportunidades) e desvantagens (pontos fracos e ameaças) referentes ao tema.

A análise SWOT classifica as informações sobre o objeto de pesquisa em quatro grupos específicos e identifica as relações entre os elementos atribuídos a cada grupo. Os grupos são: Forças (*Strengths*), Fraquezas (*Weaknesses*), Oportunidades (*Opportunities*) e Ameaças (*Threats*). Enquanto as forças e fraquezas são considerados fatores internos, as oportunidades e ameaças são avaliados como fatores externos. Os pontos fortes permitem aproveitar novas oportunidades e superar possíveis ameaças (Kordana *et al.*, 2019). Já os pontos fracos aumentam os riscos e impedem a obtenção de benefícios a partir de oportunidades favoráveis de desenvolvimento (Gürel e Tat, 2011).

O TOWS é uma extensão da análise SWOT tradicional. Diferente do método básico, que estuda a interação no sentido de dentro para fora, a análise TOWS avalia se as oportunidades identificadas são capazes de ampliar os benefícios e reduzir as desvantagens, e se as ameaças potenciais podem agravar os pontos fracos e enfraquecer as vantagens (Gürel e Tat, 2011).

A análise SWOT-TOWS permitiu a composição de um panorama das estratégias necessárias para utilização de dados de sensoriamento remoto na estimativa de recarga das águas subterrâneas, com base nos artigos selecionados nessa revisão, considerando as tendências e lacunas para direcionar novas pesquisas.

3 ESTADO DA ARTE

As dinâmicas das águas subterrâneas nem sempre são evidentes, mas os aquíferos devem ser suficientemente recarregados para que as águas subterrâneas sustentem os ecossistemas e os recursos hídricos no futuro (Gleeson *et al.*, 2012). Em grande parte das regiões, as taxas de recarga de águas subterrâneas são incertas devido à escassez de medições e à falta de validação de modelos de recarga em larga escala (Li *et al.*, 2021; Müller Schmied *et al.*, 2021; Berghuijs *et al.*, 2022). Logo, as informações sobre recarga são importantes para o desenvolvimento sustentável das águas subterrâneas.

A importância da estimativa da recarga de águas subterrâneas provocou o surgimento de quatro principais métodos: (a) métodos baseados em processos físicos; (b) métodos baseados em traçadores; (c) métodos baseados no balanço hídrico; e (d) modelagem numérica. A seleção do método adequado de estimativa de recarga deve considerar a escala espacial e temporal aplicável (Kalu *et al.*, 2024). As limitações dos métodos do balanço hídrico e modelagem numérica, relacionadas às dificuldades de quantificar com precisão as componentes de descarga de águas subterrâneas e as elevadas incertezas dos processos de parametrização, restringem sua aplicação em estimativas precisas de recarga de águas subterrâneas em escalas locais.

A adoção de dados de sensoriamento remoto nessas metodologias emergiu recentemente, como uma ferramenta poderosa para melhorar a qualidade dos estudos, devido à cobertura espacial, acesso gratuito e quase em tempo real dos dados (Ahamed *et al.*, 2022, 2023).

Githui, Selle e Thayalakumaran (2012) utilizaram o modelo SWAT e dados de evapotranspiração derivados de sensoriamento remoto para estimar a recarga subterrânea. A área de estudo é uma bacia hidrográfica irrigada no sudeste da Austrália. Utilizando dados de evapotranspiração derivados do MODIS, o modelo simulou o balanço hídrico na bacia considerando a precipitação, irrigação, escoamento superficial, evapotranspiração e recarga. Os autores calibraram o SWAT a partir de dados de vazão e evapotranspiração derivados do SEBAL. A concordância com os dados observados, com uma correlação de 0,87 para a evapotranspiração, demonstra que os dados derivados do MODIS podem ser utilizados para melhorar as estimativas de recarga, fornecendo informações espaciais e temporais com mais detalhes.

Münch *et al.* (2013) investigaram o uso de dados de sensoriamento remoto para quantificar a recarga de águas subterrâneas na área do Campo de Areia, ao norte da província do Cabo Ocidental, na África do Sul. Foram utilizados dados do produto de precipitação ARC-ISCW, dados de evapotranspiração do ETMODIS, MOD16 e *Pitman*. A recarga foi estimada pela diferença entre a precipitação e evapotranspiração, assumindo que o escoamento superficial na região é insignificante. Os resultados mostraram que a precipitação do ARC-ISCW mostrou boa correlação com dados das estações. Já na evapotranspiração, o ETMODIS subestima a variável quando comparado com o MOD16, com diferenças de até 30%, especialmente em anos chuvosos. Essa subestimativa da evapotranspiração diminui a estimativa da recarga média, sugerindo que a região possa estar sob estresse hídrico.

Szilagyi e Jozsa (2013) utilizaram dados do sensor MODIS para estimar a recarga de águas subterrâneas no estado de Nebraska, nos Estados Unidos. A recarga foi estimada como a diferença entre a precipitação média anual, usando dados do PRISM, e a evapotranspiração, obtidas a partir das imagens de satélite do MODIS e aplicação da equação de Priestley-Taylor. Essa recarga foi ajustada a partir de um fator de vulnerabilidade do aquífero obtida pelo uso do código DRASTIC. O estudo confirma estimativas anteriores de recarga com base em análise de fluxo básico, oferecendo uma resolução espacial maior. No geral, a abordagem se mostra eficaz para estimar a recarga de águas subterrâneas em grandes escalas.

Knoche *et al.* (2014) avaliaram como as incertezas atreladas a modelagem hidrológica utilizando diferentes conjuntos de dados de entrada de precipitação e temperatura derivados de satélites afetam as estimativas de recarga. O estudo foi realizado nas bacias do Rio Awash e do Rio Kessum, localizada no centro da principal região da Etiópia. Foram utilizados três produtos de precipitação, o TRMM 3B42 V6, o TRMM 3B42 V7 e o CMORPH, e dois produtos de temperatura, o MOD11C1 e o GLDAS. Também foram utilizados dois modelos hidrológicos: o J2000 g, modelo semidistribuído; e o J2000, modelo distribuído. Os resultados apontaram o CMORPH como o produto de precipitação com as estimativas de recarga mais confiáveis, especialmente quando utilizado no modelo semidistribuído.

Lucas *et al.* (2015) utilizaram dados de sensoriamento remoto para estimar a recarga em uma zona de afloramento do Sistema Aquífero Guarani e comparar esses resultados com métodos tradicionais baseados em dados de campo. Foram utilizados

dados de precipitação do TRMM e a evapotranspiração foi estimada com base na equação de *Penman-Monteith* com os dados do MOD16. Para comparação, dados de precipitação e evapotranspiração foram coletados de uma estação climatológica local, além de medições do nível do lençol freático em 11 poços de monitoramento. A recarga foi calculada pelo método do balanço hídrico tanto com base nos dados de satélite quanto com os dados de campo, além de ser calculada pelo método de flutuação do nível d'água, do inglês *Water-Table Fluctuation Method* (WTF) com os dados de nível. O balanço hídrico estimou a recarga média com os dados de sensoriamento remoto em 537 mm/ano, já com os dados de campo a estimativa foi de 469 mm/ano. A recarga média estimada pelo WTF foi de 311 mm/ano.

Em seu estudo, Coelho *et al.* (2017) abordaram a estimativa da recarga de águas subterrâneas utilizando dados de sensoriamento remoto na Bacia do Rio Ipanema, localizada na região Nordeste do Brasil, caracterizada por clima semiárido e escassez de dados hidrológicos. Foi utilizado o método do balanço hídrico (MBH), onde a recarga é estimada como o resíduo entre precipitação, evapotranspiração real e escoamento superficial, e os resultados foram comparados com o método WTF. A base de dados espacial é composta pelos dados do produto TRMM para precipitação e a evapotranspiração real é estimada pelo algoritmo SEBAL com imagens do MODIS. Os resultados do MBH mostraram uma subestimação em relação ao método WTF, com diferenças médias de 30 mm em 2011 e 15,9 mm em 2012. A correlação entre os dois resultados foi considerada satisfatória, especialmente para o ano chuvoso, destacando a necessidade de considerar incertezas e limitações inerentes a resolução espacial dos dados e da metodologia utilizada.

Gemitzi, Ajami e Richnow (2017) utilizaram o modelo hidrológico SWAT para estimar a taxa de recarga de águas subterrâneas, partindo dos dados de sensoriamento remoto do MODIS como entrada do modelo. Realizado na bacia do Rio Vosvozis, no nordeste da Grécia, o estudo utiliza o modelo SWAT calibrado para simular a recarga e a evapotranspiração real entre 2005 e 2015. Com base nos resultados do modelo, foram desenvolvidas duas equações empíricas para estimar a recarga mensal de água subterrâneas, uma usando a evapotranspiração real simulada pelo SWAT e outra usando dados de evapotranspiração real obtidos por sensoriamento remoto. Ambas as equações apresentaram bons ajustes, com correlação de 0,82 para a que utiliza dos dados simulados com o SWAT e 0,72 para a que utiliza os dados do MODIS.

Shu, Li e Lei (2018) analisaram como a recarga é afetada por diferentes fontes de dados, utilizando dados convencionais e de satélite. A área de estudo é a planície de Haihe, na China. Os autores estimaram a recarga subterrânea de forma indireta, por meio do modelo hidrológico MIKE SHE. Foram utilizados dados de precipitação e radiação global do satélite FY-2C. A recarga estimada foi superestimada no modelo com dados de satélite. No ano de 2006, o modelo usando dados de satélite estimou a recarga anual em 269 mm contra 64 mm no modelo utilizando dados de estações convencionais. Isso ocorreu devido à maiores volumes de precipitação observados nos dados de satélite, que resulta em uma maior infiltração no solo.

Fallatah *et al.* (2019) utilizaram dados de precipitação do TRMM para simular a recarga potencial do sistema aquífero Saq, na Península Arábica, através da aplicação de um modelo hidrológico baseado no balanço hídrico, o modelo SWAT. O modelo indicou que 51%, cerca de 19,2 km³, da precipitação média anual do aquífero se transforma em recarga potencial. Os autores também estimaram a taxa de recarga no aquífero através de um balanço da variação de água armazenada na superfície terrestre a partir de dados do *Gravity Recovery and Climate Experiment* (GRACE), encontrando uma taxa de cerca de 5,21 km³/ano.

No artigo de Silva, Manzione e Albuquerque Filho (2019), dados de evapotranspiração real calculadas pelo algoritmo SAFER com base em imagens dos satélites MODIS e Sentinel-2 foram utilizados para estimar o potencial de recarga de águas subterrâneas na região de Águas de Santa Bárbara, no estado de São Paulo, Brasil. A recarga potencial foi estimada através do balanço hídrico e utilizada para modelar os níveis de água subterrânea da área. Os resultados mostraram que o potencial de recarga variou entre 15% e 50% da precipitação anual, dependendo do uso do solo. O modelo do nível de água subterrânea utilizou dados de 46 poços de monitoramento para validar a simulação, onde em 36 desses poços os coeficientes de determinação foram superiores a 0,92 e erros médios quadráticos inferiores a 20%, demonstrando o potencial da inclusão de dados de sensoriamento remoto para modelagem subterrânea.

Zhang, Xin e Zhou (2020) compararam dois produtos de precipitação por satélite, o TMPA 3B42V7 e o PERSIANN-CDR, com dados de estação terrestre para avaliar sua capacidade de estimar a recarga das águas subterrâneas através de modelagem com o SWAT. A área de estudo foi a bacia hidrográfica do reservatório do rio Biliu. Os resultados mostraram que a estimativa utilizando o TMPA 3B42V7

produziu uma estimativa de recarga de águas subterrâneas mais próxima da realidade, com 10,5% da precipitação convertida em recarga, em comparação com 13,9% do resultado do modelo baseado em dados medidos. O PERSIANN-CDR superestimou a recarga, com 19% da precipitação sendo convertida a recarga. Quanto a variabilidade temporal e espacial, o TMPA 3B42V7 conseguiu modelar adequadamente a dinâmica sazonal da infiltração, enquanto o PERSIANN-CDR teve dificuldades na captura de eventos extremos de precipitação, o que pode levar a subestimativa da recarga.

Barbosa *et al.* (2022a) estimaram as taxas de recarga em aquíferos no sul do Níger, na África Ocidental, combinando dados da missão GRACE com o método WTF. Os dados do GRACE foram utilizados para calcular as anomalias de armazenamento de águas subterrâneas e essas anomalias foram utilizadas para estimar a recarga com o WTF. As taxas de recarga estimadas variaram entre 4 cm/ano e 9,2 cm/ano para os aquíferos da bacia do Iullemeden e entre 2,9 cm/ano e 7,6 cm/ano para os aquíferos da bacia do Chade. Os resultados mostraram-se consistentes com valores encontrados em estudos anteriores realizados na região.

Barbosa *et al.* (2022b) propuseram uma abordagem baseada no balanço hídrico, utilizando produtos de satélite para estimar a recarga de águas subterrâneas no município de João Pessoa, no estado da Paraíba, Brasil. Foram utilizados dados de precipitação do produto de sensoriamento remoto IMERG (*Integrated Multi-satellite Retrievals for GPM*), a evapotranspiração foi estimada usando produtos do sensor MODIS (MOD16) aplicando a equação de *Penman-Monteith*, dados do SMAP (*Soil Moisture Active Passive*) foram utilizados para calcular a umidade do solo, e o escoamento superficial foi estimado com o método CN. O método WTF foi utilizado para validação das estimativas. Os resultados mostraram taxas de recarga que variam entre 219 mm/ano (2016) a 302 mm/ano (2017). Houve uma boa correlação com os dados do WTF (0.68 a 0.83), embora tenha subestimado ligeiramente as taxas de recarga, com PBIAS entre -13% a -9%.

Barbosa *et al.* (2023) estimaram a recarga subterrânea do aquífero aluvial Goulbi Maradi, localizado no sul do Níger, usando o método WTF combinado com a estimativa de anomalias de armazenamento de águas subterrâneas calculado com os dados do GRACE. Os resultados mostraram consistência com estudos anteriores na região, validando a abordagem baseada nos dados GRACE.

González-Ortigoza, Hernández-Espriú e Arciniega-Esparza (2023) estimaram a recarga de águas subterrâneas na Bacia do México utilizando o modelo de balanço hídrico do solo *Soil-Water-Balance*(SWB) com base em dados de precipitação, temperatura, uso do solo e propriedades do solo de dados de sensoriamento remoto e fontes globais. Foram configuradas quatro abordagens: (1) utilização de dados climáticos de estações terrestres; (2) dados de precipitação do CHIRPS; (3) dados de precipitação do CHIRPS com correção de viés; e (4) dados de precipitação do CHIRPS e temperatura global do *Daymet*. Além disso, o modelo foi calibrado utilizando dados de vazão de rios e evapotranspiração derivada dos produtos de sensoriamento remoto MODIS, GLEAM e *TerraClimate*. Os resultados mostraram que a configuração (3) apresentou o melhor desempenho, com menor erro e maior correlação com os dados observados. O modelo (4) também mostrou resultados consistentes.

Belay *et al.* (2024) avaliaram a aplicabilidade de dados globais baseados em sensoriamento remoto para estimar a recarga de águas subterrâneas em regiões com poucos dados, comparando-os com métodos tradicionais de estimativa pontual, como o WTF e o método do balanço de massa de cloretos (BMC). A área de estudo foi a Bacia do Alto Beles, na Etiópia. Os autores utilizaram o modelo hidrológico distribuído para estimativa de recarga subterrânea WetSpass com uma base de dados espaciais do CHIRPS, para precipitação, e do TerraClimate, para evapotranspiração, temperatura e velocidade do vento. A recarga média anual foi estimada em 420 mm com o WTF, 308 mm com o CMB e 365 mm com o WetSpass. A correlação de 72% entre as estimativas obtidas pelo método WTF e pelo modelo WetSpass, indica que o uso de dados de sensoriamento remoto é uma opção viável para estimar a recarga de águas subterrâneas em regiões com poucos dados.

O estudo de Yang *et al.* (2024) utilizou duas metodologias para estimar a recarga subterrânea na área de Jiamusi, na Província de Heilongjiang, China: o modelo hidrológico SWAT e a abordagem de balanço hídrico por sensoriamento remoto. No SWAT foram utilizados dados de escoamento mensal de duas estações hidrológicas, para calibração e validação do modelo. Na abordagem de sensoriamento remoto foram utilizados dados de precipitação, evapotranspiração e escoamento superficial das coleções de dados do TRMM, MOD16A2GF Versão 061 e GLADS-2.1, respectivamente, para estimativa da recarga. Os resultados do modelo SWAT indicaram que, entre 2010 e 2016, a recarga média de água subterrânea em Jiamusi

foi de $61,03 \times 10^8 \text{ m}^3$, com uma quantidade recuperável de $27,4 \times 10^8 \text{ m}^3$. Enquanto na abordagem de sensoriamento remoto, entre 2008 e 2016, a recarga média estimada pela abordagem de sensoriamento remoto foi de $53,2 \times 10^8 \text{ m}^3$, com uma quantidade de recarga explorável de $23,94 \times 10^8 \text{ m}^3$.

Santarosa *et al.* (2021) estimaram a recarga de águas subterrâneas na zona de afloramento do sistema aquífero Guarani, no estado de São Paulo, Brasil, a partir de do Método de Recarga Espacial (MRE). O método MRE combina dados de precipitação e evapotranspiração estimados com imagem de satélites com o método empírico CN para calcular o escoamento superficial e, consequentemente, a recarga potencial. Foram utilizados dados dos produtos de sensoriamento remoto TRMM e GLDAS para precipitação e evapotranspiração, respectivamente. Os resultados foram comparados com a estimativa realizada para área através de dois métodos tradicionais: o método WTF e o Método de Separação de Hidrograma (MSH). O MRE estimou uma recarga correspondendo entre 11% e 26% da precipitação total, enquanto no WTF a recarga estimada variou entre 10% e 36% da precipitação total e no MSH variou entre 10,6% e 24,9%. A consistência do método MRE com os métodos tradicionais demonstra a viabilidade do uso de sensoriamento remoto para estimar a recarga de águas subterrâneas em escalas regionais.

Santarosa *et al.* (2024) abordaram o uso de duas técnicas baseadas em dados de sensoriamento remoto para estimar a recarga potencial de aquíferos, com foco nos sistemas aquíferos Guarani e Bauru no oeste do estado de São Paulo, no Brasil. O estudo utiliza o Método da Recarga Potencial (RP), que se baseia em um balanço hídrico em escala de pixel, com dados de precipitação e evapotranspiração do GPM e GLDAS, respectivamente, e o Método do Armazenamento de Água Subterrânea (GWS), que adapta o método WTF para estimar a recarga com base nas variações diárias do armazenamento de água subterrânea, utilizando dados do GRACE. A recarga potencial estimada com o método RP variou entre 236,3 mm/ano e 883,1 mm/ano, enquanto o método GWS variou entre 114,5 mm/ano e 284,5 mm/ano. Os autores observaram que apesar de superestimar a recarga o método RP oferece uma abordagem escalável e replicável para análises de balanço hídrico. Já o método GWS, fornece estimativas mais conservadoras e realista, abordagem mais adequada para gestão sustentável dos recursos hídricos.

Tabela 1 – Citações, área de estudo, base de dados de sensoriamento remoto utilizados e padrões temáticos dos estudos incluídos nessa revisão.

Referência	Nº de citações	Área de estudo	Dados utilizados	Padrões Temáticos			
				Uso de modelos hidrológicos	Comparação com métodos tradicionais	Desenvolvimento de metodologias baseados em sensoriamento remoto	Uso para calibração e validação
Barbosa <i>et al.</i> (2022a)	39	Sul do Níger, África Ocidental	GRACE (armazenamento de água subterrânea)	✗	☑	☑	✗
Barbosa <i>et al.</i> (2022b)	5	João Pessoa, Brasil	IMERG (precipitação), MOD16 (evapotranspiração), SMAP (umidade do solo)	✗	☑	☑	✗
Barbosa <i>et al.</i> (2023)	3	Aquífero Goulbi Maradi, Níger	GRACE (armazenamento de água subterrânea)	✗	☑	☑	✗
Belay <i>et al.</i> (2024)	0	Bacia do Alto Beles, Etiópia	CHIRPS (precipitação), TerraClimate (evapotranspiração, temperatura, vento)	☑	☑	✗	✗
Coelho <i>et al.</i> (2017)	94	Bacia do Rio Ipanema, Brasil	TRMM (precipitação), MODIS (evapotranspiração)	✗	☑	☑	✗
Fallatah <i>et al.</i> (2019)	64	Aquífero Saq, Península Arábica	TRMM (precipitação), GRACE (armazenamento de água subterrânea)	☑	✗	☑	✗
Gemitzi, Ajami e Richnow (2017)	79	Rio Vosvozis, Grécia	MODIS (evapotranspiração)	☑	✗	☑	✗
Githui, Selle e Thayalakumaran (2012)	60	Sudeste da Austrália	MODIS (evapotranspiração)	☑	✗	✗	☑
González-Ortigoza, Hernández-Espriú e Arciniega-Esparza (2023)	5	Bacia do México	CHIRPS (precipitação), Daymet (temperatura), MODIS/GLEAM/TerraClimate (evapotranspiração)	✗	✗	☑	✗

Knoche <i>et al.</i> (2014)	68	Rios Awash e Kesselem, Etiópia	TRMM 3B42V6/V7, CMORPH (precipitação), MOD11C1 e GLDAS (temperatura)	☒	×	×	×
Lucas <i>et al.</i> (2015)	42	Aquífero Guarani, Brasil	TRMM (precipitação), MOD16	×	☒	☒	×
Münch <i>et al.</i> (2013)	44	Campo de Areia, África do Sul	ARC-ISCW (precipitação), ETMODIS, MOD16, Pitman (evapotranspiração)	×	×	☒	×
Santarosa <i>et al.</i> (2021)	21	Aquífero Guarani, Brasil	TRMM (precipitação), GLDAS (evapotranspiração)	×	☒	☒	×
Santarosa <i>et al.</i> (2024)	0	Aquíferos Guarani e Bauru, Brasil	IMERG (precipitação), GLDAS (evapotranspiração), GRACE (armazenamento de água subterrânea)	×	☒	☒	×
Shu, Li e Lei (2018)	14	Planície de Haihe, China	FY-2C (precipitação e radiação global)	☒	×	×	×
Silva, Manzione e Albuquerque Filho (2019)	13	Águas de Santa Bárbara, Brasil	MODIS e Sentinel-2 (evapotranspiração)	×	×	☒	×
Szilagyi e Jozsa (2013)	53	Nebraska, EUA	PRISM (precipitação), MODIS (evapotranspiração)	×	×	☒	×
Yang <i>et al.</i> (2024)	0	Jiamusi, China	TRMM (precipitação), MOD16A2GF (evapotranspiração), GLADS-2.1 (escoamento superficial),	☒	×	☒	×
Zhang, Xin e Zhou, (2020)	18	Rio Biliu, China	TMPA 3B42V7 e PERSIANN-CDR (precipitação)	☒	×	×	×

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

4 ANÁLISE SWOT-TOWS

A análise SWOT-TOWS para a utilização de dados de sensoriamento remoto na estimativa da recarga subterrânea é descrita na presente seção. De acordo com os artigos avaliados, foram identificados os pontos fortes, fraquezas, oportunidades e ameaças, bem como as possíveis estratégias para potencializar os benefícios e minimizar os riscos associados a essa abordagem. A matriz resultante permite a formulação de estratégias de aproveitamento das forças para explorar oportunidades, do uso das forças para enfrentar ameaças, da superação das fraquezas por meio das oportunidades e da defesa contra ameaças mitigando fraquezas, oferecendo um suporte estruturado para o desenvolvimento e aprimoramento de metodologias baseadas em sensoriamento remoto no contexto da recarga de águas subterrâneas. As matrizes SWOT e TOWS resultantes são mostradas nas Figura 2.a e Figura 2.b, respectivamente.

Figura 2 – Análise (a) SWOT e (b) TOWS para utilização de dados de sensoriamento remoto na estimativa da recarga subterrânea



(b)

MATRIZ TOWS

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

4.1 Matriz SWOT

Forças (Strengths - S)

- Boa correlação entre os métodos baseados em sensoriamento remoto e os métodos tradicionais, evidenciando confiabilidade (Lucas *et al.*, 2015; Belay *et al.*, 2024).
- Maior resolução espacial e capacidade de estimar a recarga em grandes áreas e regiões remotas com dados medidos escassos (Szilagyi e Jozsa, 2013; Fallatah *et al.*, 2019).
- Uso de dados de satélite permite uma abordagem replicável para diversas regiões e climas (Santarosa *et al.*, 2024).
- Possibilidade de combinação de diferentes modelos para reduzir incertezas a melhorar a acurácia (Barbosa *et al.*, 2023; Yang *et al.*, 2024).

Fraquezas (Weaknesses – W)

- Subestimação ou superestimação das taxas de recarga devido à resolução espacial dos produtos de sensoriamento remoto (Coelho *et al.*, 2017; Shu, Li e Lei, 2018).

- Sensibilidade a erros de estimativa de evapotranspiração e precipitação, impactando diretamente os resultados (Múnych *et al.*, 2013; Zhang, Xin e Zhou, 2020).
- Necessidade de calibração e validação dos modelos com dados observados para garantir maior confiabilidade (Knoche *et al.*, 2014).

Oportunidades (Opportunities – O)

- Desenvolvimento de novas técnicas que combinem diferentes produtos de satélite e modelos hidrológicos para aumentar a precisão das estimativas (Githui, Selle e Thayalakumaran, 2012; Barbosa *et al.*, 2022;).
- Aplicabilidade crescente em regiões semiáridas e com escassez de dados locais, ajudando na gestão de recursos hídricos (Coelho *et al.*, 2017; Santarosa *et al.*, 2024).
- Uso combinado de dados de sensoriamento remoto com métodos tradicionais para melhorar a calibração de modelos (González-Ortigoza, Hernández-Espriú e Arciniega-Esparza, 2023; Belay *et al.*, 2024).
- Expansão do uso de dados do GRACE e novas missões espaciais para monitoramento global das águas subterrâneas (Fallatah *et al.*, 2019; Barbosa *et al.*, 2022).

Ameaças (Threats – T)

- Incertezas inerentes à resolução espacial e temporal dos dados de sensoriamento remoto, podendo impactar o planejamento hídrico (Shu, Li e Lei, 2018; Zhang, Xin e Zhou, 2020).
- Inconsistências dos dados de satélite devido a falhas nos sensores, variações nos algoritmos de processamento ou encerramento das missões responsáveis pelas leituras (Múnych *et al.*, 2013; Knoche *et al.*, 2014).
- Necessidade de aprimoramento contínuo dos modelos devido a mudanças climáticas e impactos na disponibilidade hídrica subterrânea (Yang *et al.*, 2024)

- Desafios da aceitação dos dados de satélite em resultados voltados para elaboração de políticas públicas para gestão eficiente dos recursos hídricos subterrâneos (Santarosa *et al.*, 2021).

4.2 Matriz TOWS

Esses cruzamentos dos fatores da matriz SWOT demonstram como as oportunidades e ameaças podem ser ajustadas com as forças e as fraquezas para desenvolver estratégias para superar os principais desafios relacionados ao uso do sensoriamento remoto na estimativa da recarga. As estratégias resultantes são divididas em quatro grupos: Estratégias Ofensivas, Estratégias de Reforço, Estratégias de Confronto e Estratégias de Defesa. Os resultados dessa análise são descritos abaixo no formato de ações.

Estratégias ofensivas (Offensive Strategies – OS)

- Investir na combinação de diferentes modelos de sensoriamento remoto para melhorar a acurácia da estimativa da recarga.
- Ampliar a aplicação dos métodos em regiões semiáridas para otimizar a gestão de águas subterrâneas.

Estratégias de reforço (Reinforcement Strategies – WO)

- Desenvolver metodologias que combinem sensoriamento remoto com medições locais para minimizar erros.
- Adequar a resolução espacial dos modelos elaborados aos dados de entrada para reduzir subestimações e superestimações da recarga subterrânea.
- Estabelecer sistemas de monitoramento contínuo com dados de satélite para garantir estimativas mais realistas ao longo do tempo.

Estratégias de confronto (Confrontation Strategies – ST)

- Estabelecer colaborações interinstitucionais para padronizar e validar metodologias em diferentes regiões.

- Desenvolver bancos de dados globais integrados que facilitem a comparação entre diferentes estudos e métodos.
- Incentivar a incorporação de técnicas de aprendizado de máquina para otimizar a estimativa de recarga.

Estratégias de defesa (Defense Strategies – WT)

- Desenvolver métodos de correção de viés para minimizar erros nas estimativas das variáveis de entrada, como precipitação e evapotranspiração.
- Melhorar a integração entre dados de sensoriamento remoto e medições de campo para validar os resultados e aumentar a confiabilidade.
- Criar protocolos para monitoramento contínuo das águas subterrâneas em regiões vulneráveis, considerando as mudanças climáticas.

5 CONCLUSÕES

A estimativa de recarga considerando sua variabilidade espacial e temporal é essencial para a gestão sustentável e eficiente dos recursos hídricos subterrâneos. O uso de dados de sensoriamento remoto para estimar a recarga subterrânea mostrou-se uma ferramenta promissora para o monitoramento e gestão desses recursos.

O sensoriamento remoto oferece vantagens significativas, como a obtenção de informações em larga escala, a possibilidade de monitoramento em tempo real e a redução de custos operacionais associados a métodos tradicionais de coleta de dados. A associação de metodologias e modelos tradicionais para estimativa de recarga com imagens de satélite, dados de precipitação, evapotranspiração, entre outros, estão entre os principais avanços na área.

Entretanto, ainda existem desafios a serem superados, como a melhoria na calibração e validação dos modelos utilizados, a resolução espacial e temporal das imagens e a adaptação das técnicas a diferentes contextos geográficos e climáticos. Apesar dos desafios, a tendência é que, com o avanço das tecnologias de satélites e a crescente disponibilidade de dados de alta resolução, a precisão e a confiabilidade das estimativas de recarga de águas subterrâneas melhorem.

O futuro desse campo de estudo está intimamente ligado à integração contínua de dados de sensoriamento remoto com modelos hidrológicos, aumentando sua

capacidade de contribuir para tomadas de decisões baseadas em um maior número de informações na gestão de recursos hídricos.

REFERENCIAS

ADHIKARI, R. K.; YILMAZ, A. G.; MAINALI, B.; DYSON, P.; IMTEAZ, M. A. **Methods of Groundwater Recharge Estimation under Climate Change: A ReviewSustainability (Switzerland)**MDPI, , 1 dez. 2022.

AHAMED, A.; KNIGHT, R.; ALAM, S.; MORPHEW, M.; SUSSKIND, T. Remote Sensing-Based Estimates of Changes in Stored Groundwater at Local Scales: Case Study for Two Groundwater Subbasins in California's Central Valley. **Remote Sensing**, v. 15, n. 8, 1 abr. 2023.

AHAMED, A.; KNIGHT, R.; ALAM, S.; PAULO, R.; MELTON, F. Assessing the utility of remote sensing data to accurately estimate changes in groundwater storage. **Science of the Total Environment**, v. 807, 10 fev. 2022.

AYENEW, T. Numerical groundwater flow modeling of the central main Ethiopian rift lakes basin. **Ethiop. J. Sci.**, v. 24, n. 2, p. 167–184, 2001.

BAALOUSHA, H. M.; BARTH, N.; RAMASOMANANA, F. H.; AHZI, S. Groundwater recharge estimation and its spatial distribution in arid regions using GIS: a case study from Qatar karst aquifer. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 4, n. 4, p. 1319–1329, 1 dez. 2018.

BARBOSA, L. R. *et al.* A satellite-based approach to estimating spatially distributed groundwater recharge rates in a tropical wet sedimentary region despite cloudy conditions. **Journal of Hydrology**, v. 607, 1 abr. 2022b.

BARBOSA, S. A.; JONES, N. L.; WILLIAMS, G. P.; MAMANE, B.; BEGOU, J.; NELSON, E. J.; AMES, D. P. Exploiting Earth Observations to Enable Groundwater Modeling in the Data-Sparse Region of Goulbi Maradi, Niger. **Remote Sensing**, v. 15, n. 21, 1 nov. 2023.

BARBOSA, S. A.; PULLA, S. T.; WILLIAMS, G. P.; JONES, N. L.; MAMANE, B.; SANCHEZ, J. L. Evaluating Groundwater Storage Change and Recharge Using GRACE Data: A Case Study of Aquifers in Niger, West Africa. **Remote Sensing**, v. 14, n. 7, 1 abr. 2022a.

BELAY, A. S.; YENEHUN, A.; NIGATE, F.; TILAHUN, S. A.; DESSIE, M.; MOGES, M. M.; CHEN, M.; FENTIE, D.; ADGO, E.; NYSSSEN, J.; WALRAEVENS, K. Estimation of spatially distributed groundwater recharge in data-scarce regions. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 56, 1 dez. 2024.

BERGHUIJS, W. R.; LUIJENDIJK, E.; MOECK, C.; VELDE, Y. VAN DER; ALLEN, S. T. Global Recharge Data Set Indicates Strengthened Groundwater Connection to Surface Fluxes. **Geophysical Research Letters**, v. 49, n. 23, 16 dez. 2022.

COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S.; ALMEIDA, C. N.; SILVA, B. B.; OLIVEIRA, L. M.; GUSMÃO, A. C. V.; FREITAS, E. S.; MONTENEGRO, A. A. A. Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 1–15, 1 maio 2017.

CROSBIE, R. S.; DAVIES, P.; HARRINGTON, N.; LAMONTAGNE, S. Ground truthing groundwater-recharge estimates derived from remotely sensed evapotranspiration: a case in South Australia. **Hydrogeology Journal**, v. 23, n. 2, p. 335–350, 1 mar. 2015.

FALLATAH, O. A.; AHMED, M.; CARDACE, D.; BOVING, T.; AKANDA, A. S. Assessment of modern recharge to arid region aquifers using an integrated geophysical, geochemical, and remote sensing approach. **Journal of Hydrology**, v. 569, p. 600–611, 1 fev. 2019.

GEBREMESKEL, G.; KEBEDE, A. Spatial estimation of long-term seasonal and annual groundwater resources: application of WetSpss model in the Werii watershed of the Tekeze River Basin, Ethiopia. **Physical Geography**, v. 38, n. 4, p. 338–359, 4 jul. 2017.

GEMITZI, A.; AJAMI, H.; RICHNOW, H. H. Developing empirical monthly groundwater recharge equations based on modeling and remote sensing data – Modeling future groundwater recharge to predict potential climate change impacts. **Journal of Hydrology**, v. 546, p. 1–13, 1 mar. 2017.

GITHUI, F.; SELLE, B.; THAYALAKUMARAN, T. Recharge estimation using remotely sensed evapotranspiration in an irrigated catchment in southeast Australia. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 9, p. 1379–1389, 30 abr. 2012.

GLEESON, T.; WADA, Y.; BIERKENS, M. F. P.; BEEK, L. P. H. VAN. Water balance of global aquifers revealed by groundwater footprint. **Nature**, v. 488, n. 7410, p. 197–200, 9 ago. 2012.

GONZÁLEZ-ORTIGOZA, S.; HERNÁNDEZ-ESPRIÚ, A.; ARCINIEGA-ESPARZA, S. Regional modeling of groundwater recharge in the Basin of Mexico: new insights from satellite observations and global data sources. **Hydrogeology Journal**, v. 31, n. 7, p. 1971–1990, 1 nov. 2023.

GÜREL, E.; TAT, M. SWOT analysis: A theoretical review. **The Journal of International Social Research**, v. 4, n. 19, p. 346–370, 2011.

JIMÉNEZ-MARTÍNEZ, J.; LONGUEVERGNE, L.; BORGNE, T. LE; DAVY, P.; RUSSIAN, A.; BOUR, O. Temporal and spatial scaling of hydraulic response to recharge in fractured aquifers: Insights from a frequency domain analysis. **Water Resources Research**, v. 49, n. 5, p. 3007–3023, 1 maio 2013.

KALU, I.; NDEHEDEHE, C. E.; FERREIRA, V. G.; JANARDHANAN, S.; CURRELL, M.; CROSBIE, R. S.; KENNARD, M. J. Remote Sensing Estimation of Shallow and Deep Aquifer Response to Precipitation-Based Recharge Through Downscaling. **Water Resources Research**, v. 60, n. 12, 4 dez. 2024.

KNOCH, M.; FISCHER, C.; POHL, E.; KRAUSE, P.; MERZ, R. Combined uncertainty of hydrological model complexity and satellite-based forcing data evaluated in two

data-scarce semi-arid catchments in Ethiopia. **Journal of Hydrology**, v. 519, n. PB, p. 2049–2066, 7 nov. 2014.

KORDANA, S.; POCHWAT, K.; SŁYŚ, D.; STARZEC, M. Opportunities and threats of implementing drain water heat recovery units in Poland. **Resources**, v. 8, n. 2, 2019.

KUMAR, P. J. S.; SCHNEIDER, M.; ELANGO, L. **The state-of-the-art estimation of groundwater recharge and water balance with a special emphasis on India: A critical review Sustainability (Switzerland)** MDPI, , 1 jan. 2022.

LI, B. *et al.* Global GRACE Data Assimilation for Groundwater and Drought Monitoring: Advances and Challenges. **Water Resources Research**, v. 55, n. 9, p. 7564–7586, 2019.

LI, B.; RODELL, M.; PETERS-LIDARD, C.; ERLINGIS, J.; KUMAR, S.; MOCKO, D. Groundwater Recharge Estimated by Land Surface Models: An Evaluation in the Conterminous United States. **Journal of Hydrometeorology**, v. 22, n. 2, p. 499–522, 2021.

LUCAS, M.; OLIVEIRA, P. T. S.; MELO, D. C. D.; WENDLAND, E. Evaluation of remotely sensed data for estimating recharge to an outcrop zone of the Guarani Aquifer System (South America). **Hydrogeology Journal**, v. 23, n. 5, p. 961–969, 24 ago. 2015.

MARTOS-ROSILLO, S.; GONZÁLEZ-RAMÓN, A.; JIMÉNEZ-GAVILÁN, P.; ANDREO, B.; DURÁN, J. J.; MANCERA, E. Review on groundwater recharge in carbonate aquifers from SW Mediterranean (Betic Cordillera, S Spain). **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 12, p. 7571–7581, 1 dez. 2015.

MÜLLER SCHMIED, H. *et al.* The global water resources and use model WaterGAP v2.2d: Model description and evaluation. **Geoscientific Model Development**, v. 14, n. 2, p. 1037–1079, 23 fev. 2021.

MÚNCH, Z.; CONRAD, J. E.; GIBSON, L. A.; PALMER, A. R.; HUGHES, D. Satellite earth observation as a tool to conceptualize hydrogeological fluxes in the Sandveld, South Africa. **Hydrogeology Journal**, v. 21, n. 5, p. 1053–1070, 2013.

PRISMA (2021) **PRISMA TRANSPARENT REPORTING of SYSTEMATIC REVIEWS AND META-ANALYSES**. Available at: <http://www.prisma-statement.org/> (accessed 15 August 2023)

SANTAROSA, L. V.; GASTMANS, D.; SITOLINI, T. P.; KIRCHHEIM, R. E.; BETANCUR, S. B.; OLIVEIRA, M. E. D. DE; CAMPOS, J. C. V.; MANZIONE, R. L. Assessment of groundwater recharge along the Guarani aquifer system outcrop zone in São Paulo State (Brazil): an important tool towards integrated management. **Environmental Earth Sciences**, v. 80, n. 3, 1 fev. 2021.

SANTAROSA, L. V.; PINTO, G. V. F.; BLANDÓN LUENGAS, J. S.; GASTMANS, D. Remote sensing to quantify potential aquifer recharge as a complementary tool for groundwater monitoring. **Hydrological Sciences Journal**, 2024.

SCANLON, B. R.; KEESE, K. E.; FLINT, A. L.; FLINT, L. E.; GAYE, C. B.; EDMUNDS, W. M.; SIMMERS, I. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 15, p. 3335–3370, 15 out. 2006.

SHU, Y.; LI, H.; LEI, Y. Modelling groundwater flow with MIKE SHE using conventional climate data and satellite data as model forcing in Haihe Plain, China. **Water (Switzerland)**, v. 10, n. 10, 20 set. 2018.

SILVA, C. DE O. F.; MANZIONE, R. L.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L. Combining remotely sensed actual evapotranspiration and GIS analysis for groundwater level modeling. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 15, 1 ago. 2019.

SMERDON, B. D. **A synopsis of climate change effects on groundwater recharge** *Journal of Hydrology* Elsevier B.V., , 1 dez. 2017.

SZILAGYI, J.; JOZSA, J. MODIS-aided statewide net groundwater-recharge estimation in nebraska. **Groundwater**, v. 51, n. 5, p. 735–744, set. 2013.

VRIES, J. J. DE; SIMMERS, I. Groundwater recharge: An overview of process and challenges. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 5–17, fev. 2002.

YANG, X.; DAI, C.; LIU, G.; LI, C. Research on the Jiamusi Area's Shallow Groundwater Recharge Using Remote Sensing and the SWAT Model. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 14, n. 16, 1 ago. 2024.

YU, Z.; YANG, K.; LUO, Y.; SHANG, C. Spatial-temporal process simulation and prediction of chlorophyll-a concentration in Dianchi Lake based on wavelet analysis and long-short term memory network. **Journal of Hydrology**, v. 582, 1 mar. 2020.

ZHANG, L.; XIN, Z.; ZHOU, H. Assessment of TMPA 3B42V7 and PERSIANN-CDR in driving hydrological modeling in a semi-humid watershed in northeastern China. **Remote Sensing**, v. 12, n. 19, 1 out. 2020.

3 ARTIGO 2 – O USO DA PLATAFORMA FREEWAT NA MODELAGEM DE SISTEMAS AQUÍFEROS: UMA REVISÃO

Esse capítulo da tese resultou na publicação do artigo científico ***“The Use of the FREEWAT Platform in Aquifer System Modeling: a Review”*** no periódico acadêmico *Revista de Gestão Social e Ambiental*, com autoria de Thaise Suanne Guimarães Ferreira e José Almir Cirilo.

Resumo – Esse estudo tem como objetivo investigar a literatura existente sobre o desenvolvimento e aplicação da plataforma FREEWAT como ferramenta para modelagem de águas subterrâneas, abordando as implicações técnicas e limitações que a comunidade técnico-científica tem estudado até agora. Utilizou-se o termo de busca “FREEWAT” nas bases de dados Web of Science e Scopus. Um total de 22 artigos foram analisados, destacando a aplicação do FREEWAT em aquíferos costeiros, juntamente com a adição de diferentes ferramentas à plataforma. Essa revisão indica que o FREEWAT ainda é pouco utilizado, especialmente fora da Europa. No entanto, sua aplicação é altamente viável. Novas pesquisas devem buscar aprofundar sua capacidade de representação de sistemas complexos, bem como aumentar a qualidade e quantidade de dados de entrada utilizados, para garantir maior confiabilidade aos resultados obtidos.

Palavras-chave: Revisão sistemática da literatura; mudanças climáticas; modelo de fluxo subterrâneo.

1 INTRODUÇÃO

Os impactos das mudanças climáticas e interferências humanas são sentidos em todos os componentes do ciclo hidrológico. Atrelado ao cenário de aumento da demanda por água, o potencial de uso da água subterrânea para adaptação às mudanças climáticas reforça a necessidade da realização de um gerenciamento eficiente para garantir o fornecimento de água a longo prazo (Mays, 2013; UNESCO, 2022).

Modelos de fluxo de água subterrânea são excelentes ferramentas de apoio a realização de uma gestão eficiente e sustentável dos aquíferos. Segundo Anderson, Woessner e Hunt, (2015), um bom modelo de água subterrânea é aquele que melhor representa quantitativamente a carga hidráulica no espaço e no tempo em uma representação simplificada das condições complexas no aquífero. Modelos numéricos têm mostrado bons resultados quanto a representação dessa complexidade, bem como ótimos auxiliares na melhor interpretação dos processos que ocorrem no aquífero (Nogueira e Kiang, 2015).

O MODFLOW é o modelo de fluxo de água subterrânea mais utilizado do mundo. Sua popularidade associada à sua estrutura modular e documentação detalhada permitiu sua acoplagem com vários outros modelos e softwares de processos físicos, como modelos de bacias hidrológicas como PRMS (Markstrom *et al.*, 2008) e SWAT (Kim *et al.*, 2008), e modelos hidrodinâmicos como HEC-RAS (Rodriguez *et al.*, 2008) e SWIFT2D (Wang *et al.*, 2007), entre outros.

Entre 2015 e 2017, a União Europeia fundou o projeto FREEWAT. Nesse projeto, vários pesquisadores europeus desenvolveram o FREEWAT, uma plataforma gratuita e de código aberto que inclui ferramentas para a gestão de recursos hídricos no ambiente do software QGIS (Rossetto *et al.*, 2018). A integração de modelos numéricos a Sistemas de Informação Geográfica (GIS) são valiosas para dar suporte a atividades de planejamento, gestão e monitoramento de águas subterrâneas, permitindo uma representação detalhada dos sistemas e processos relacionados, tanto temporal quanto espacialmente, fornecendo uma caracterização completa das parcelas de fluxo envolvidas (Anderson, Woessner e Hunt, 2015; Ferré, 2017).

O FREEWAT inclui módulos para gestão e planejamento de recursos hídricos; transporte de solutos na zona não saturada; crescimento de culturas e demandas hídricas na agricultura; qualidade da água subterrâneas; calibração, análise de incerteza e sensibilidade; e análise, interpretação e visualização de dados hidrogeológicos (Rossetto, Borsi e Foglia, 2015). A existência de diferentes módulos permite a aplicação do FREEWAT em diversas áreas e sob diversas condições, destacando sua versatilidade e adaptabilidade a diferentes contextos e necessidades.

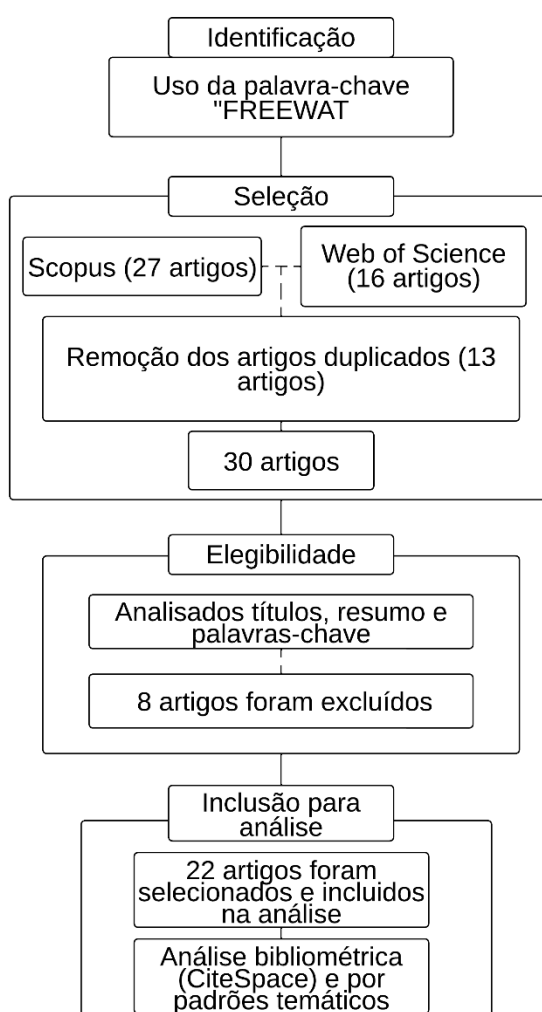
Este estudo tem como objetivo analisar a aplicação do FREEWAT para representação de sistemas aquíferos e simulação do fluxo das águas subterrâneas. O trabalho consiste em uma revisão de literatura na qual se buscou a síntese do conhecimento da área por meio de identificação, seleção e avaliação crítica de

diversos estudos científicos. Dessa forma, o objetivo é aprofundar o conhecimento sobre a plataforma, indicando as tendências e lacunas que precisam ser preenchidas em novos estudos.

2 METODOLOGIA

Uma revisão sistemática é realizada sobre uma questão claramente formulada (Moher *et al.*, 2009). A metodologia utilizada nessa revisão adota o método *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis* (PRISMA). O PRISMA divide revisão sistemática em quatro etapas: identificação, seleção, elegibilidade e inclusão (Figura 1).

Figura 1 – Fluxograma da metodologia PRISMA adotada para revisão bibliográfica sobre o FREEWAT.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Na primeira etapa, o levantamento bibliográfico foi realizado utilizando a palavra-chave “FREEWAT” nas bases de dados *Scopus* e *Web of Science* (WoS). Apenas artigos escritos em inglês foram considerados. A pesquisa resultou em 27 artigos encontrados na *Scopus* e 16 artigos encontrados na WoS, totalizando 43 artigos. Na etapa seguinte, os artigos duplicados foram eliminados de uma das bases de dados, resultando ao final a seleção de 30 publicações.

Na terceira etapa, os artigos foram analisados de acordo com sua relevância e aderência ao tema proposto, separando-os em duas categorias distintas: (i) desenvolvimento e atualizações da plataforma e (ii) aplicações em modelagem de água subterrânea. Foram analisados títulos, resumo e palavras-chave e, ao final dessa etapa 22 artigos atenderam aos critérios de elegibilidade. Esses artigos foram submetidos à análise bibliométrica através do software *CiteSpace*, que é uma ferramenta que possibilita a visualização de novas tendências na literatura científica pela frequência de citações e pelo parâmetro de centralidade, que é usado para encontrar e medir pontos de inflexão intelectual.

3 ESTADO DA ARTE

3.1 Desenvolvimento e atualizações da plataforma

Rossetto, Borsi e Foglia (2015) apresentam o projeto FREEWAT, financiado pela União Europeia no âmbito do programa HORIZON 2020. O projeto tem como objetivo principal o desenvolvimento de uma plataforma de código aberto e domínio público, integrada a Sistemas de Informações Geográficas (SIG), para simulação da quantidade e qualidade das águas superficiais e subterrâneas, promovendo a gestão sustentável dos recursos hídricos. Uma das principais inovações citadas pelos autores é a abordagem participativa do projeto, com a inclusão de partes interessadas não apenas na discussão dos resultados, mas também na implementação do modelo e na construção de cenários.

Cannata *et al.* (2016) abordaram a integração do módulo MODFLOW Lak7 no ambiente FREEWAT visando melhorar a simulação das interações entre águas superficiais e subterrâneas, permitindo uma consideração mais eficaz dos corpos d'água superficiais no gerenciamento de recursos hídricos. O módulo Lak7 simula a interação hidráulica entre lagos e águas subterrâneas, tratando as células do lago

como inativas na equação de fluxo de águas subterrâneas, fornecendo resumos detalhados do balanço hídrico para cada lago, incluindo nível, volume, fluxos e erros, que são impressos no arquivo de saída no MODFLOW.

Filippis *et al.* (2017) mostraram as principais ferramentas incluídas na plataforma FREEWAT. No pré-processamento, estão disponíveis os códigos AkvaGIS, para análise e interpretação de dados hidroquímicos e hidrogeológicos, e *Observation Analyses Tool* (OAT), que facilita a importação, análise e visualização de séries temporais de dados. Para modelagem, o FREEWAT conta com o MODFLOW-2005, que simula o fluxo de águas subterrâneas, o MT3DMS, que simula o transporte de solutos em aquíferos, o SEAWAT, que modela fluxos dependentes de viscosidade e densidade, e o MODFLOW-OWHM, integra o *Farm Process* para simular a demanda e oferta de água em unidades de consumo. E por fim, o pós-processamento pode ser realizado através do código UCODE_2014, que realiza a análise de sensibilidade e estimativa de parâmetros para melhorar o ajuste do modelo.

Cannata e Neumann (2017) aprofundaram os conhecimentos a respeito do módulo OAT, no plugin FREEWAT para o QGIS. Projetado para integrar dados de monitoramento ambiental em aplicações de SIG, o OAT permite o pré-processamento e pós-processamento de dados temporais de forma eficiente. As funcionalidades do OAT incluem: importação de dados de diversas fontes; armazenamento e gerenciamento de séries temporais no ambiente QGIS, com metadados associados; filtragem, agregação e reamostragem de séries temporais para ajustá-las à discretização temporal do modelo; cálculo de variáveis derivadas, como evaporação; comparação de séries temporais observadas e simuladas para calibração e validação de modelos; e visualização de resultados, como níveis de água subterrâneas e componentes de balanço hídrico.

Rossetto *et al.* (2018) apresentam a plataforma FREEWAT como uma plataforma inovadora e acessível para a gestão de recursos hídricos, com potencial para ser amplamente adotada em diferentes contextos geográficos e institucionais. A plataforma, com foco específico em águas subterrâneas, combina ferramentas de geoprocessamento e pós-processamento de dados espaciais com modelos de simulação baseados em processos, com a execução de códigos de modelagem distribuída. A plataforma é construída como um *plugin* do *software* QGIS, utilizando o sistema de gerenciamento de banco de dados espacial *SpatialLite*, integrando vários códigos de simulação como o MODFLOW, MT3DMS, SEAWAT e UCODE_2014, para

modelagem de fluxo de águas subterrâneas, transporte de contaminantes e calibração de modelos.

Criollo *et al.* (2019) apresentam a integração do FREEWAT com o AkvaGIS. Uma ferramenta de código aberto de fácil utilização, que permite o gerenciamento, visualização e análise de dados hidroquímicos e hidrogeológicos, além de preparar arquivos de entrada para modelos numéricos de fluxo de águas subterrâneas. O AkvaGIS é dividido em três seções principais: gerenciamento de dados, ferramentas hidroquímicas e ferramentas hidrogeológicas. Como a maior parte das ferramentas de modelagem, a qualidade dos resultados gerados com o AkvaGIS depende da qualidade e da quantidade de dados disponíveis.

O estudo de Rossetto *et al.* (2019) buscou fornecer uma solução robusta para a gestão conjunta de águas superficiais e subterrâneas, especialmente em contextos agrícolas, através da integração do *Farm Process* (FMP) com um *Crop Growth Module* (CGM) na plataforma FREEWAT. O FMP simula o uso de água, permitindo a simulação do balanço hídrico em unidades de demanda de água que podem representar áreas agrícolas, urbanas ou de vegetação natural. O CGM, baseado no modelo EPIC, simula o crescimento das culturas e estima a produtividade com base na disponibilidade de água.

Bittner *et al.* (2020) integraram o modelo LuKARS, desenvolvido para simular a descarga de nascentes em sistemas cársticos e avaliar os impactos das mudanças no uso do solo, ao FREEWAT. A integração representa uma contribuição valiosa para a gestão de recursos hídricos em sistemas cársticos, já que o FREEWAT oferece uma interface gráfica intuitiva e ferramentas de análise que facilitam a aplicação do modelo por gestores e pesquisadores da área. Além de, permitir a simulação de cenários de mudança do uso do solo que podem fornecer informações importantes para a gestão sustentável dos recursos hídricos subterrâneos em sistemas cársticos. Apesar de algumas limitações, como a necessidade de calibração manual, o estudo abre caminho para futuras melhorias e aplicações em diferentes contextos hidrológicos.

3.2 Aplicações em modelagem de água subterrânea

Arce *et al.* (2023) utilizaram modelagem numérica através do FREEWAT para quantificar os fluxos de águas subterrâneas em bacias adjacentes na região da bacia do Lago Gallocanta, na Espanha. O modelo foi calibrado com dados de

monitoramento de níveis de água subterrânea e validado com base em fluxos de base de rios e nascentes, além de incluir simulações de cenários de proibição do bombeamento e redução da recarga na região. Os resultados mostraram que a bacia de Gallocanta está hidrogeologicamente conectada com as bacias adjacentes de Piedra-Ortiz e Jiloca, com descargas anuais de aproximadamente 4 Mm³ e 1 Mn³, respectivamente. A escassez de dados hidrogeológicos na região pode afetar a precisão do modelo, já que, devido a isso a calibração foi baseada em um número relativamente pequeno de pontos de observação. Entretanto, os resultados contribuem significativamente para a compreensão do fluxo de águas subterrâneas no local.

Em seu trabalho, Cannata, Neumann e Rossetto (2018) aplicaram o FREEWAT no Lago Lugano, localizado na fronteira entre a Suíça e a Itália, para entender a interação entre o lago e os aquíferos circundantes. O estudo foi conduzido com uma abordagem participativa envolvendo a administração pública, empresas de engenharia e agências ambientais locais, para garantir a aceitação e confiabilidade nos resultados. Especialmente, devido à falta de dados hidrogeológicos detalhados, que é um problema comum nesse tipo de estudo. Os resultados mostraram que a maior parte do fluxo de água ocorre dos aquíferos para o lago, com pouca interação no sentido contrário. No geral, a abordagem participativa e a integração de ferramentas de modelagem em um ambiente de SIG tornam o FREEWAT uma plataforma promissora para gestão sustentável dos recursos subterrâneos.

Chrysanthopoulos *et al.* (2024) apresentaram um estudo detalhado sobre a modelagem de águas subterrâneas em aquíferos costeiros na planície de Argolis, na Grécia. O objetivo principal era investigar o desempenho de um modelo de águas subterrâneas calibrado em condições de pré-desenvolvimento, sob condições transitórias, para avaliar a sustentabilidade do uso das águas desse aquífero. Apesar de utilizar uma extensa base de dados, a existência de medições esparsas ou incompletas foi um dos desafios para a precisão do resultado. A execução inicial do modelo no estado estacionário apresentou um índice de Nash-Sutcliffe (NS) de 0,54, considerada moderada. Após a calibração, o NS foi para 0,99, mostrando uma correlação excelente entre os valores simulados e observados. Na simulação do estado transitório, o modelo apresentou NS de 0,90, indicando um bom desempenho mesmo sem recalibração. Esse resultado mostra que a calibração no estado estacionário pode fornecer parâmetros hidráulicos precisos para simulações em

estado transitório, simplificando o processo de modelagem e reduzindo a necessidade de recalibração.

O artigo de Filippis *et al.* (2020) aborda a aplicação do FREEWAT em treze estudos de caso em diferentes países. Os casos foram agrupados em cinco temas principais. No tema Gestão de Aquíferos Costeiros foram analisadas três áreas, a Iha de Gozo, em Malta, a planície de Follonica-Scarlino, na Itália, e a área de Lavrion, na Grécia, onde a plataforma avaliou os impactos das mudanças climáticas, intrusão salina e estratégias de recarga de aquíferos. Estudos na Eslovênia, República Tcheca e Turquia, dentro do tema Integração entre Águas Superficiais e Subterrâneas, focaram na otimização do uso conjunto de águas superficiais e subterrâneas, especialmente em áreas agrícolas. A redução da recarga e aumento do nível do mar foram avaliados em casos na Alemanha e Romênia, na temática Impactos das Mudanças Climáticas. O tema Gestão de Aquíferos Transfronteiriços destacou a importância da cooperação internacional para a gestão sustentável de aquíferos compartilhados, com estudos na bacia do Lago Lugano, compartilhado pela Suíça e Itália, e no Sistema Aquífero Transfronteiriço de Stampriet, localizado entre a Namíbia, Botsuana e África do Sul. Por fim, as questões de irrigação, drenagem e proteção de zonas úmidas foram abordadas com estudos de caso na Ucrânia, Itália e Estônia, no tema Gestão de Água em Áreas Rurais e Proteção de Ecossistemas Dependentes de Águas Subterrâneas. O FREEWAT alcançou resultados coerentes, mostrando-se eficaz em diferentes contextos, desde a escala local até a escala de bacias hidrográficas, e em diferentes condições hidrogeológicas.

Dadaser-Celik e Celik (2017) realizaram um estudo sobre as interações entre as águas superficiais e subterrâneas a Bacia de Palas, localizada na Turquia, utilizando o FREEWAT. Com uma bacia de características fechada e semiárida, o objetivo do estudo foi analisar as relações entre o uso agrícola da água na bacia e os fluxos de água para o Lago Tuzla. Os dados de entrada de recarga foram estimados pelo modelo hidrológico SWAT, que indicou uma recarga média de 21 milhões de m^3/ano , e o bombeamento foi estimado, com base nas licenças de uso de água emitida pelo estado, em 1,49 milhões de m^3/ano . O modelo simulou uma recarga anual de 5,27 milhões de m^3 , com perdas de 2,25 milhões de m^3/ano para o Rio Digirmen, 1,43 milhões de m^3/ano por descarga para o Lago Tuzla e 1,49 milhões de m^3/ano por bombeamento. Esses resultados mostram o impacto direto que o uso das águas

subterrâneas na Bacia de Palas tem no Lago Tuzla, destacando a necessidade de um controle mais rigoroso sobre o bombeamento para garantir a sustentabilidade do lago.

Grodzinskyi e Svidzinska (2017) estudaram o impacto de diferentes cenários de uso do solo na gestão de recursos hídricos na bacia do rio Bakumivka, na Ucrânia. Com o objetivo de encontrar a distribuição espacial ótima de água fornecida às fazendas locais, modificando o padrão de cobertura do solo na bacia, foi desenvolvido o modelo numérico usando o FREEWAT. Três cenários de uso do solo foram desenvolvidos para comparação: cenário tradicional, com o padrão de cobertura do solo dos últimos cinco anos; cenário orientado ao mercado, com cultivos lucrativos ocupando 70% das terras; e o cenário ambientalmente sustentável, onde são removidos cultivos intensivos em água e introduzidos corredores ecológicos e áreas de preservação permanente. Os resultados mostraram que a mudanças no padrão de uso do solo pode ser uma medida eficaz para reduzir o fornecimento de água às fazendas, mas não resolve problemas de alimento nas áreas de planície ou de seca em solos arenosos.

Kopac e Vremec (2017) utilizaram dados de monitoramento hidrogeológico e qualidade da água fornecidos por empresas locais de abastecimento de água e agência ambientais para simular o aquífero Vrbanski Plato, na Eslovênia, com o FREEWAT. O principal objeto do estudo foi analisar a interação entre as águas superficiais do rio Drava e as águas subterrâneas do aquífero, além de avaliar sua vulnerabilidade à contaminação urbana, devido à proximidade com a cidade de Maribor. Os resultados mostraram que a recarga artificial é eficaz para controlar a poluição proveniente da cidade e aumentar a capacidade do sistema. Também, mesmo em situações desfavoráveis, a proporção de água contaminada ainda permanece dentro dos limites aceitáveis.

O estudo de Manea (2020) abordou a exploração sustentável do aquífero freático aluvial do rio Buzau, na Romênia, utilizando a modelagem do fluxo subterrâneo com o FREEWAT para avaliar os impactos da superexploração. Com o objeto de determinar as vazões máximas que podem ser extraídas sem causar superexploração do aquífero, o autor simulou a região em estado estacionário e transiente, para analisar o impacto da exploração contínua do aquífero ao longo de 10 anos. Os resultados mostraram que as vazões máximas admissíveis estão entre 4 e 19 l/sm dependendo da localização dos poços de extração. Poços localizados próximos ao rio Calmatui apresentaram vazões mais altas devido à recarga contínua

do rio. Além disso, foi observado que após 10 anos de bombeamento contínuo o cone de depressão do aquífero atingiu um diâmetro de 9,8 km, com rebaixamento máximo de 8,26 m.

Sapiano *et al.* (2017) utilizaram o FREEWAT em um aquífero de água doce ao nível do mar na ilha de Gozo, em Malta, que sofre com a superexploração. O modelo desenvolvido focou em avaliar os impactos das estratégias de gestão de águas subterrâneas elaboradas no Plano de Gestão de Bacias Hidrográficas na região. Além disso, cenários considerando os efeitos das mudanças climáticas no aquífero também foram implementados. Os resultados mostraram que as propostas do plano gerariam uma melhoria nas condições do aquífero, que alcançaria um “bom estado” até 2021. Porém, a intrusão de água salgado no aquífero se mostrou um problema crítico, especialmente em áreas com alta densidade de poços de abastecimento público.

Outro estudo que focou na aplicação de modelagem numérica do fluxo utilizando o FREEWAT para análise de aquíferos que sofrem com a superexploração foi o de Positano e Nannucci (2017). Os autores estudaram o aquífero Follonica-Scarlino, localizado em uma planície costeira no sul da Toscana, na Itália. Como no estudo de Sapiano *et al.* (2017), o foco foi avaliar as medidas propostas no plano de gestão da bacia local quanto a melhoria no estado quantitativo do aquífero. A construção do modelo adotou uma abordagem participativa, envolvendo representantes locais de diversos setores, para identificar problemas, selecionar cenários e avaliar as soluções propostas. Os resultados mostraram a necessidade de monitoramento contínuo do aquífero, com a instalação de mais estações automáticas para melhorar a calibração do modelo. Além de propor a reutilização da água de uma mina local, que se mostrou com grande potencial para melhorar a sustentabilidade do aquífero.

Koltsida e Kallioras (2019) aplicaram o FREEWAT para simulação do fluxo de águas subterrâneas em um sistema aquífero costeiro localizado na região sudoeste de Ródope, no norte da Grécia. O modelo implementado usando o MODFLOW_2005 simulou dois períodos de estresse: um estado estacionário com duração de um dia de um estado transiente com duração de 181 dias, durante o qual foram ativados 411 poços de bombeamento. A análise de sensibilidade e calibração utilizou o UCODE_2014, e focou em parâmetros como condutividade hidráulica, armazenamento específico e recarga direta da precipitação. Após a calibração, o

modelo apresentou NS de 0,74 e um erro de balança de massa de 0.80, indicando que os valores simulados foram ligeiramente superiores aos observados.

Perdikaki, Makropoulos e Kallioras (2022) propõem a utilização de uma abordagem participativa para desenvolver um modelo de gestão de águas subterrâneas na planície costeira de Maratona, na Grécia, com foco na recarga gerenciada de aquíferos (MAR). A região enfrenta problemas de salinização das águas subterrâneas devido à intrusão de água salgada, extração excessiva e atividades agrícolas. A utilização da plataforma FREEWAT permitiu a modelagem do fluxo de águas subterrâneas e o transporte de solutos, através do código SEAWAT para simulação de fluxo com densidade variável. Os resultados mostraram que a aplicação de MAR alcançou uma redução significativa da salinidade. Além de demonstrar que a modelagem participativa pode ser uma ferramenta eficaz para garantir a gestão sustentável dos aquíferos.

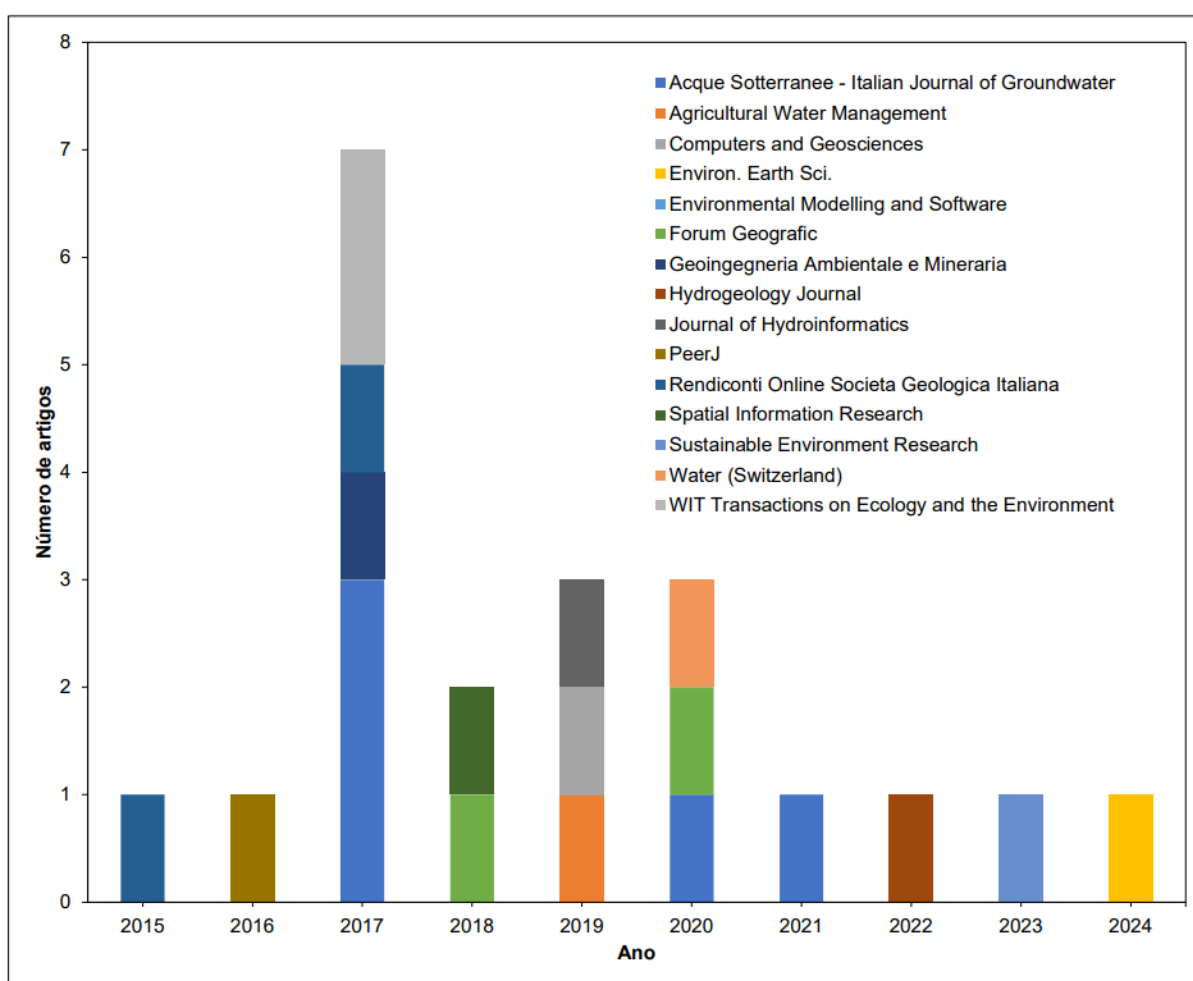
Menichini e Doveri (2020) realizaram a modelagem do sistema aquífero costeiro da região de Versília, na Toscana, Itália. Com o objetivo de avaliar os componentes das águas subterrâneas e os possíveis efeitos de eventos climáticos extremos sobre o aquífero, o modelo de fluxo de águas subterrâneas foi simulado utilizando o código MODFLOW na plataforma FREEWAT. Os resultados destacaram a importância dos rios e dos depósitos aluviais na recarga do aquífero costeiro como o rio Versília, que é um componente crucial para a proteção do aquífero contra a intrusão de água salgada. Os eventos extremos, como chuvas intensas, mostraram-se uma ameaça concreta para o aquífero, reduzindo a recarga e aumentando a sua vulnerabilidade à intrusão salina.

Khaled *et al.* (2021) utilizaram o FREEWAT para simular o fluxo de águas subterrâneas e calcular o balanço hídrico do aquífero costeiro de Bouteldja, localizado no nordeste da Argélia. O balanço hídrico mostrou que, além da recarga por precipitação, as trocas com corpos d'água superficiais e o aquífero aluvial adjacente contribuem significativamente para a recarga do aquífero. O modelo foi calibrado manualmente, ajustando parâmetros como condutividade hidráulica e taxas de recarga, usando medições piezométricas de maio de 2018. Essa limitação de dados, tanto temporal quanto espacialmente, resultaram em áreas onde o modelo não foi capaz de simular as direções de fluxo e níveis piezométricos com precisão.

4 REDE DE REFERÊNCIA E AUTORES

Os 22 artigos foram publicados em quinze revistas. Aproximadamente 86% das publicações foram realizadas depois de 2017, reforçando a inovação e relevância recente da plataforma, como mostrado na Figura 2. A quantidade de citações e os padrões temáticos são mostrados na Tabela 1.

Figura 2 – Distribuição dos artigos analisados sobre o FREEWAT em revistas ao longo do tempo.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Utilizando o *software CiteSpace*, pode-se identificar informações relevantes quanto os artigos analisados. A análise da rede de referências permite a identificação das obras mais citadas e seu grau de centralidade, parâmetro fornecido pelo próprio software que é associado ao caminho percorrido pelas informações em grandes grupos. Dessa forma, os 22 artigos foram analisados em conjunto com as referências

neles contidas, gerando uma rede de co-citação e contando quantas vezes cada artigo foi citado nessa rede.

Tabela 1 – Padrões temáticos, foco, contribuições principais e números de citações dos artigos analisados sobre o FREEWAT.

Referência	Padrão Temático	Foco do estudo	Contribuições principais	Nº de citações
Rossetto, Borsi e Foglia (2015)	Desenvolvimento e atualizações da plataforma	Projeto inicial FREEWAT	Plataforma SIG de código aberto com abordagem participativa	28
Cannata <i>et al.</i> (2016)	Desenvolvimento e atualizações da plataforma	Módulo MODFLOW Lak7	Integração para simulação lago-aquífero com balanço hídrico detalhado	0
Cannata e Neumann (2017)	Desenvolvimento e atualizações da plataforma	OAT (Observation Analyses Tool)	Integra e analisa séries temporais no ambiente QGIS	6
Dadaser-celik e Celik (2017)	Aplicações em modelagem subterrânea	Bacia de Palas (Turquia)	Integração com SWAT para estimar recarga agrícola	6
Filippis <i>et al.</i> (2017)	Desenvolvimento e atualizações da plataforma	Arquitetura da plataforma	Apresenta módulos de pré-processamento, modelagem e pós-processamento	20
Grodzynski e Svidzinska (2017)	Aplicações em modelagem subterrânea	Bacia do rio Bakumivka (Ucrânia)	Avaliação de cenários de uso do solo e distribuição hídrica	7
KopaAč, Vremec e Kračun (2017)	Aplicações em modelagem subterrânea	Aquífero Vrbanski Plato (Eslovênia)	Análise da contaminação urbana e recarga artificial	1
Positano e Nannucci (2017)	Aplicações em modelagem subterrânea	Follonica-Scarlino (Itália)	Reúso de água e abordagem participativa para sustentabilidade	6

Sapiano <i>et al.</i> (2017)	Aplicações em modelagem subterrânea	Ilha de Gozo (Malta)	Avaliação de gestão e intrusão salina em cenário insular	4
Cannata <i>et al.</i> (2018)	Aplicações em modelagem subterrânea	Lago Lugano (Suíça/Itália)	Interação lago-aquífero com participação institucional	20
Rossetto <i>et al.</i> (2018)	Desenvolvimento e atualizações da plataforma	Visão integrada da plataforma	Integra geoprocessamento e modelagem em ambiente QGIS/SpatialLite	74
Criollo <i>et al.</i> (2019)	Desenvolvimento e atualizações da plataforma	Integração do AkvaGIS	Facilita gestão e visualização de dados hidroquímicos e geológicos	32
Koltsida e Kallioras (2019)	Aplicações em modelagem subterrânea	Rodópe (Grécia)	Simulação de aquífero costeiro (MODFLOW + UCODE)	12
Rossetto <i>et al.</i> (2019)	Desenvolvimento e atualizações da plataforma	FMP + Crop Growth Module	Gestão integrada da água em contextos agrícolas	20
Bittner <i>et al.</i> (2020)	Desenvolvimento e atualizações da plataforma	Integração do modelo LuKARS	Simulação em sistemas cársticos e análise de uso do solo	17
Filippis <i>et al.</i> (2020)	Aplicações em modelagem subterrânea	13 estudos de caso	Avaliação da plataforma em diferentes contextos e escalas	21
Manea (2020)	Aplicações em modelagem subterrânea	Aquífero do rio Buzau (Romênia)	Estudo do impacto da superexploração e limites sustentáveis	1
Menichini e Doveri (2020)	Aplicações em modelagem subterrânea	Região de Versília (Itália)	Efeitos de eventos extremos sobre recarga e salinização	3
Khaled <i>et al.</i> (2021)	Aplicações em modelagem subterrânea	Bouteldja (Argélia)	Simulação de balanço hídrico e calibração manual	1

Perdikaki, Makropoulos e Kallioras (2022)	Aplicações em modelagem subterrânea	Planície de Maratona (Grécia)	Modelo participativo com MAR e simulação de salinidade	7
Arce <i>et al.</i> (2023)	Aplicações em modelagem subterrânea	Bacia do Lago Gallocanta (Espanha)	Quantificação de fluxos entre bacias conectadas	3
Chrysanthopoulos <i>et al.</i> (2024)	Aplicações em modelagem subterrânea	Aquífero de Argolis (Grécia)	Validação de modelo sob condições transitórias (NS = 0,90)	0

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O estudo mais citado em relação à frequência de citações foram Rossetto *et al.* (2018), com 74 citações, que apresentam e discutem todas as ferramentas incluídas na plataforma FREEWAT. Os estudos com maior centralidade foram Cannata, Neumann e Rossetto (2018) e Filippis *et al.* (2020), que discutem aplicações das ferramentas da plataforma em diferentes aquíferos.

Analogamente à rede de referências, a rede de autores identifica a influência do autor sobre um campo de pesquisa, reforçando a importância dos nomes que estão presentes nas referências de maior destaque. Os autores mais citados considerando a frequência de citações foram Rossetto R. e De Filippis G., enquanto os autores com as maiores centralidades foram De Filippis G. e Criollo R.

Rossetto R. é o autor principal de três artigos, incluindo o artigo com mais citações (Rossetto, Borsi e Foglia, 2015; Rossetto *et al.*, 2018; Rossetto *et al.*, 2019), e colaborador em seis (Cannata *et al.*, 2016; Cannata, Neumann e Rossetto, 2018; Criollo *et al.*, 2019; Filippis *et al.*, 2017, 2020; Arce *et al.*, 2023;). De Filippis G. é autor principal de dois artigos, um com 20 (Filippis *et al.*, 2017) e outro com 21 citações (Filippis, De *et al.*, 2020) e colabora em dois (Rossetto *et al.*, 2019; Rossetto, Filippis *et al.*, 2018).

5 CONCLUSÕES

Um dos grandes desafios atuais dos recursos hídricos é a elaboração de planos de gestão que promovam a sustentabilidade ambiental. Em meio ao impacto das

mudanças climáticas na qualidade e quantidade de água disponível, ferramentas que permitam a criação de cenários e análises da situação das águas subterrâneas não são apenas de importância teórica ou acadêmica. Elas influenciam diretamente na qualidade de vida da população.

A plataforma FREEWAT é uma opção atraente para aplicações tanto em sistemas simples, quanto em sistemas complexos. Sua integração com o QGIS e a existência de diversos módulos que permitem a simulação de fluxo subterrâneo, da intrusão de água salgada, da influência de diferentes usos do solo na água subterrânea, entre outros, facilitam a elaboração de um banco de dados complexo e robusto, capaz de caracterizar adequadamente o aquífero.

Essa revisão analisou o estado da arte sobre a plataforma FREEWAT e concluiu que, embora a plataforma precise ser mais explorada, ela é totalmente viável e pode ser implementada com os mais variados objetivos.

As tendências futuras do FREEWAT devem ser direcionadas para aumentar a qualidade e quantidade, tanto espacial quanto temporal, dos dados de entrada necessários para simulação, pois é um dos principais problemas encontrados na literatura.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M. P.; WOESSNER, W. W.; HUNT, R. J. **Applied groundwater modeling : simulation of flow and advective transport**. 2. ed. [s.l.] Academic Press, 2015.
- ARCE, M.; ORELLANA-MACÍAS, J. M.; CAUSAPÉ, J.; RAMAJO, J.; GALÈ, C.; ROSSETTO, R. Model-based assessment of interbasin groundwater flow in data scarce areas: the Gallocanta Lake endorheic watershed (Spain). **Sustainable Environment Research**, v. 33, n. 1, 1 dez. 2023.
- BITTNER, D.; RYCHLIK, A.; KLÖFFEL, T.; LEUTERITZ, A.; DISSE, M.; CHIOGNA, G. A GIS-based model for simulating the hydrological effects of land use changes on karst systems – The integration of the LuKARS model into FREEWAT. **Environmental Modelling and Software**, v. 127, 1 maio 2020.
- CANNATA, M. Open source GIS platform for water resource modelling : FREEWAT approach in the Lugano Lake. **Spatial Information Research**, v. 26, n. 3, p. 241–251, 2018.
- CANNATA, M.; NEUMANN, J. The Observation Analysis Tool: a free and open source tool for time series analysis for groundwater modelling. **Geingegneria Ambientale e Mineraria**, n. 2, p. 51–56, 2017.

CANNATA, M.; NEUMANN, J.; CARDOSO, M.; ROSSETTO, R.; FOGLIA, L.; BORSI, I. Integration of the MODFLOW Lak7 package in the FREEWAT GIS modelling environment. **PeerJ**, v. 4, 2016.

CANNATA, M.; NEUMANN, J.; ROSSETTO, R. Open source GIS platform for water resource modelling: FREEWAT approach in the Lugano Lake. **Spatial Information Research**, v. 26, n. 3, p. 241–251, 1 jun. 2018.

CHRYSAANTHOPOULOS, E.; PERDIKAKI, M.; GIANNOULOPOULOS, P.; KALLIORAS, A. Groundwater modeling of coastal aquifers using calibration in pre-development state. **Environmental Earth Sciences**, v. 83, n. 12, 1 jun. 2024.

CRIOLLO, R.; VELASCO, V.; NARDI, A.; MANUEL DE VRIES, L.; RIERA, C.; SCHEIBER, L.; JURADO, A.; BROUYÈRE, S.; PUJADES, E.; ROSSETTO, R.; VÁZQUEZ-SUÑÉ, E. AkvaGIS: An open source tool for water quantity and quality management. **Computers and Geosciences**, v. 127, p. 123–132, 1 jun. 2019.

DADASER-CELIK, F.; CELIK, M. Modelling surface water-groundwater interactions at the Palas Basin (Turkey) using FREEWAT. **Acque Sotteranee - Italian Journal of Groundwater**, v. 22, n. 228, p. 53–60, 2017.

FERRÉ, T. P. A. Revisiting the Relationship Between Data, Models, and Decision-Making. **Groundwater**, v. 55, n. 5, p. 604–614, 1 set. 2017.

FILIPPIS, G. DE *et al.* Spatial data management and numerical modelling: Demonstrating the application of the QGIS-integrated FREEWAT platform at 13 case studies for tackling groundwater resource management. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 1, 1 jan. 2020.

FILIPPIS, G. DE; BORSI, I.; FOGLIA, L.; CANNATA, M.; MANSILLA, V. V.; VASQUEZ-SUÑE, E.; GHETTA, M.; ROSSETTO, R. Software tools for sustainable water resources management: The GIS-integrated FREEWAT platform. **Rendiconti Online Societa Geologica Italiana**, v. 42, p. 59–61, 2017.

GRODZYNSKYI, M.; SVIDZINSKA, D. Modelling the impact of rural land use scenarios on water management: a FREEWAT approach to the Bakumivka catchment case study, Ukraine. **Acque Sotteranee - Italian Journal of Groundwater**, v. 6, n. 3, p. 39–50, 2017.

KHALED, H.; REDA, M. M.; NABIL, C.; SOFIANE, L. Initial assessment of the groundwater flow and budget using Geographic Information System, MODFLOW-2005 and the FREEWAT modeling tool in Bouteldja coastal aquifer (Northern East of Algeria). **Acque Sotteranee - Italian Journal of Groundwater**, v. 10, n. 3, p. 41–51, 2021.

KIM, N. W.; CHUNG, I. M.; WON, Y. S.; ARNOLD, J. G. Development and application of the integrated SWAT-MODFLOW model. **Journal of Hydrology**, v. 356, n. 1–2, p. 1–16, 1 jul. 2008.

KOLTSIDA, E.; KALLIORAS, A. Groundwater flow simulation through the application of the FREEWAT modeling platform. **Journal of Hydroinformatics**, v. 21, n. 5, p. 812–833, 1 set. 2019.

KOPAAČ, I.; VREMEC, M.; KRAČUN, M. A groundwater artificial recharge management tool: A case study of the drava river in maribor, Slovenia. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 221, p. 85–96, 2017.

KOPAC, I.; VREMEC, M. Slovenian test case Vrbanski Plato aquifer in the EU HORIZON 2020 FREEWAT project. **Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater**, v. 6, n. 3, p. 15–25, 2017.

MANEA, V. A. The Buzău river alluvial fan - A groundwater modeling approach to sustainable exploitation. **Forum Geografic**, v. 19, n. 2, p. 175–183, 1 dez. 2020.

MARKSTROM, S. L.; NISWONGER, R. G.; REGAN, R. S.; PRUDIC, D. E.; BARLOW, P. M. **GSFLOW-coupled Ground-Water and Surface-Water FLOW Model Based on the Integration of the Precipitation-Runoff Modeling System (PRMS) and the Modular Ground-Water Flow Model (MODFLOW-2005)**. Volume 6-D1 of U.S.: [s.n.]. Disponível em: <<http://www.usgs.gov/pubprod>>.

MAYS, L. W. **Groundwater Resources Sustainability: Past, Present, and Future Water Resources Management**, out. 2013.

MENICHINI, M.; DOVERI, M. Modelling tools for quantitative evaluations on the Versilia coastal aquifer system (Tuscany, Italy) in terms of groundwater components and possible effects of climate extreme events. **Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater**, v. 9, n. 3, p. 35–44, 2020.

MOHER, D. *et al.* **Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: The PRISMA statement** PLoS Medicine Public Library of Science, , 1 jul. 2009.

NOGUEIRA, G. E. H.; KIANG, C. H. Simulação numérica de fluxo de águas subterrâneas do aquífero rio claro, porção nordeste do município de Rio Claro, SP. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 2, p. 175, 10 ago. 2015.

PERDIKAKI, M.; MAKROPOULOS, C.; KALLIORAS, A. Participatory groundwater modeling for managed aquifer recharge as a tool for water resources management of a coastal aquifer in Greece. **Hydrogeology Journal**, v. 30, n. 1, p. 37–58, 1 fev. 2022.

POSITANO, P.; NANNUCCI, M. The H2O20 FREEWAT participated approach for the Follonica-Scarlino aquifer case study. A common space to generate shared knowledge on the value of water. **Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater**, v. 6, n. 3, p. 27–38, 2017.

RODRIGUEZ, L. B.; CELLO, P. A.; VIONNET, C. A.; GOODRICH, D. Fully conservative coupling of HEC-RAS with MODFLOW to simulate stream-aquifer interactions in a drainage basin. **Journal of Hydrology**, v. 353, n. 1–2, p. 129–142, 20 maio 2008.

ROSSETTO, R.; BORSI, I.; FOGLIA, L. FREEWAT: FREE and open source software tools for WATER resource management. **Rendiconti Online Società Geologica Italiana**, v. 35, p. 252–255, 2015.

ROSSETTO, R.; FILIPPIS, G. DE; BORSI, I.; FOGLIA, L.; CANNATA, M. Environmental Modelling & Software Integrating free and open source tools and distributed modelling codes in GIS environment for data-based groundwater management. **Environmental Modelling and Software**, v. 107, n. June, p. 210–230, 2018.

ROSSETTO, R.; FILIPPIS, G. DE; BORSI, I.; FOGLIA, L.; CANNATA, M.; CRIOLLO, R.; VÁZQUEZ-SUÑÉ, E. Integrating free and open source tools and distributed modelling codes in GIS environment for data-based groundwater management. **Environmental Modelling and Software**, v. 107, p. 210–230, 1 set. 2018.

ROSSETTO, R.; FILIPPIS, G. DE; TRIANA, F.; GHETTA, M.; BORSI, I.; SCHMID, W. Software tools for management of conjunctive use of surface- and ground-water in the rural environment: integration of the Farm Process and the Crop Growth Module in the FREEWAT platform. **Agricultural Water Management**, v. 223, 20 ago. 2019.

SAPIANO, M.; SCHEMBRI, M.; DEBATTISTA, H.; THEUMA, N. Integrating numerical models in river basin management plans: The FREEWAT project. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v. 220, p. 227–238, 2017.

UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 2022: groundwater: making the invisible visible; facts and figures**. [s.l.] United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 2022.

WANG, J.; BYRNE, J.; FRANQUIZ, J.; MCGORON, A. Evaluation of amplitude-based sorting algorithm to reduce lung tumor blurring in PET images using 4D NCAT phantom. **Computer Methods and Programs in Biomedicine**, v. 87, n. 2, p. 112–122, ago. 2007.

4 ARTIGO 3 – ESTIMATIVAS DE RECARGA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS UTILIZANDO UM MODELO DE BALANÇO HÍDRICO SEQUENCIAL DIÁRIO E DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE - PERNAMBUCO

Resumo – A água subterrânea é um recurso estratégico para o desenvolvimento sustentável do planeta. No entanto, a escassez de dados de campo confiáveis dificulta a estimativa da recarga dos aquíferos. Este estudo avaliou a aplicação do modelo de balanço hídrico sequencial diário (BALSEQ) para estimativa da recarga subterrânea na Região Metropolitana do Recife – PE (RMR), no período de 2004 a 2023, utilizando diferentes combinações de dados de campo e de sensoriamento remoto. Foram analisadas séries de precipitação da ANA, CHIRPS e ERA5, bem como dados de evapotranspiração potencial (ETP) calculados a partir da estação meteorológica do INMET e do reanálise ERA5. As simulações foram avaliadas com base nas métricas estatísticas PBIAS, coeficiente de determinação (R^2), erro quadrático médio (RMSE) e correlação de Pearson (r), tendo como referência a combinação ANA e INMET. Os resultados indicaram que todas as combinações, com exceção de ERA5_ERA5, apresentaram r superior a 0,70. As combinações ANA_ ERA5 ($r = 0,97$) e CHIRPS_ INMET ($r = 0,94$) foram classificadas como de correlação "quase perfeita", enquanto CHIRPS_ ERA5 ($r = 0,87$) e ERA5_ INMET ($r = 0,83$) apresentaram correlação "muito alta". Tais resultados demonstram que os dados do CHIRPS fornecem estimativas de precipitação mais consistentes que o ERA5 para a região de estudo, enquanto a ETP derivada do ERA5 requer maior cautela em sua aplicação. A combinação CHIRPS_ INMET destaca-se como a mais adequada para simulações de recarga com o BALSEQ na RMR.

Palavras-chave: recarga potencial; modelagem hidrológica; BALSEQ.

1 INTRODUÇÃO

As águas subterrâneas são um recurso muito importante para o desenvolvimento sustentável e essenciais para o desenvolvimento socioeconômico (Ayadi *et al.*, 2024). Elas representam a maior reserva acessível de água doce do planeta e correspondem a cerca de um terço das retiradas de água doce no mundo

(Famiglietti, 2014; Siebert *et al.*, 2010). Evidências crescentes a nível mundial sobre o esgotamento das águas subterrâneas e seu impacto ambiental (Gorelick e Zheng, 2015; Graaf, de *et al.*, 2019) mostram que as abordagens atuais de gestão desse recurso não estão produzindo bons resultados.

A disponibilidade das águas subterrâneas é medida através da quantificação da recarga dos aquíferos. Dessa forma, a recarga é uma das parcelas mais importantes do balanço hídrico do aquífero e precisa ser quantificada com precisão (Ali e Mubarak, 2017; Singh *et al.*, 2019). Assim, uma estimativa precisa da recarga das águas subterrâneas é crucial para a gestão eficiente e sustentável dos recursos hídricos subterrâneos e para a compreensão dos impactos das alterações climáticas nos sistemas de águas subterrâneas (Bierkens e Wada, 2019; Jasechko e Perrone, 2021; Yenehun *et al.*, 2020)

A recarga das águas subterrâneas é um fenômeno natural complexo, que depende de uma ampla variedade de fatores, como intensidade e duração da chuva, tipos de solo, uso da terra, condições meteorológicas, fisiografia, umidade existente no solo, natureza dos materiais geológicos, armazenamento de água subterrânea disponível e interação entre águas superficiais e subterrâneas (Jiménez-Martínez *et al.*, 2013; Scanlon *et al.*, 2006; Smerdon, 2017). Além disso, todos esses fatores possuem uma variabilidade temporal e espacial que é relevante para a correta estimativa da recarga.

Estimar essa variável é, portanto, difícil, pois não pode ser medida diretamente e é altamente influenciada por medições imprecisas e uso indevido de suposições (Adhikari *et al.*, 2022; Kumar, Schneider e Elango, 2022; Martos-Rosillo *et al.*, 2015). As limitações dos dados são um grande desafio na estimativa da variação espacial da recarga das águas subterrâneas (Brito *et al.*, 2018; Coelho *et al.*, 2017).

Em grandes regiões, onde a falta de dados é comum, o uso de modelos simplificados de escoamento superficial pode ser uma solução aceitável para a caracterização das recargas subterrâneas, pois requerem menos dados de entrada se comparados a grandes conjuntos de dados essenciais em modelos mais complexos (Cirilo *et al.*, 2020; Jeon, Lim e Engel, 2014; Nobre e Cirilo, 2025; Virões e Cirilo, 2019). O BALSEQ (Lobo Ferreira, 1981) é um modelo de balanço hídrico sequencial diário com base no solo e na estimativa da recarga potencial do aquífero. A recarga potencial é definida como a quantidade de água no solo que percola para além da zona

radicular, ou seja, deixa de estar disponível para a evapotranspiração e pode percolar até a zona saturada, caracterizando a recarga efetiva (Perkins *et al.*, 2014).

Estudos têm sido realizados avaliando o BALSEQ através de diferentes abordagens (Camargo *et al.*, 2011; Cambraia Neto e Rodrigues, 2020, 2021; Pontes *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2019). Cambraia Neto e Rodrigues (2021), avaliaram o impacto das mudanças de uso e ocupação do solo no potencial de recarga das águas subterrâneas na bacia do rio Buriti Vermelho, no Distrito Federal, através do BALSEQ. Os autores observaram que a substituição das culturas atuais por soja e a substituição completa das áreas agrícolas por áreas de vegetação nativa resultaram em reduções de 0,1% e 45%, respectivamente, no potencial de recarga da água subterrânea estimada pelo modelo.

Martins *et al.* (2024) aplicaram o BALSEQ para entender os impactos de cenários de mudanças climáticas na região sul de Portugal. Para isso, dois cenários envolvendo a queda das precipitações anuais e aumento da evapotranspiração potencial foram simulados. Os resultados mostraram que a infiltração profunda, responsável pela recarga, pode diminuir em até 60% em algumas bacias da região. O uso de dados de sensoriamento remoto para estimar a variação espacial dos componentes do balanço hídrico torna-se uma opção quando os dados são escassos (Amaral, Cirilo e Neto, 2020; Belay *et al.*, 2019; Brocca *et al.*, 2020; Silva, Vasconcelos e Cirilo, 2022). Essas informações podem ser integradas a modelos de balanço hídrico para calcular a recarga (Babaei e Ketabchi, 2022; Hidayat, Darsono e Farid, 2021; Hu *et al.*, 2017).

O sensoriamento remoto emergiu recentemente como uma ferramenta poderosa para melhorar a qualidade dos estudos e da gestão das águas subterrâneas (Ahamed *et al.*, 2023). A adoção de dados de sensoriamento remoto é atrativa devido à cobertura espacial, acesso gratuito e quase em tempo real aos dados, o que poderia tornar possível o monitoramento contínuo das águas subterrâneas em escalas regionais e sub-regionais (Ahamed *et al.*, 2022). Vários estudos tem demonstrado que medidas detectadas por múltiplas fontes de dados espaciais aplicadas em modelos de balanço hídrico podem ser usadas para obter novas informações sobre os sistemas de águas subterrâneas e, dessa forma, dar suporte à tomada de decisão (Ahamed *et al.*, 2022; Gemitzi, Ajami e Richnow, 2017; Rashid e Ahmed, 2018; Silberstein *et al.*, 2013; Trabelsi e Abida, 2024; Yang *et al.*, 2024).

Babaei e Ketabchi (2022) aplicaram o modelo distribuído *WetSpass-M* no aquífero Rafsanjan no Irã utilizando dados de evapotranspiração estimados através de sensoriamento remoto. A calibração e validação do modelo foi feita a partir de dados observados de fluxo superficial. Os resultados mostraram que o modelo teve uma precisão aceitável na estimativa do escoamento de saída com a base de dados utilizadas. Em média, o modelo mostrou que a evapotranspiração, a recarga e o escoamento superficial representam 56%, 42% e 2% do balanço hídrico do aquífero.

O estudo de Yang *et al.* (2024) utilizou duas metodologias para estimar a recarga subterrânea na área de Jiamusi, na Província de Heilongjiang, China: o modelo hidrológico SWAT e a abordagem de balanço hídrico com dados de sensoriamento remoto. No SWAT foram utilizados dados de escoamento mensal de duas estações hidrológicas, para calibração e validação do modelo. Na abordagem de sensoriamento remoto foram utilizados dados de precipitação, evapotranspiração e escoamento superficial das coleções de dados do TRMM, MOD16A2GF Versão 061 e GLADS-2.1, respectivamente, para estimativa da recarga. Os resultados do modelo SWAT indicaram que, entre 2010 e 2016, a recarga média de água subterrânea em Jiamusi foi de $61,03 \times 10^8 \text{ m}^3$, com uma quantidade recuperável de $27,4 \times 10^8 \text{ m}^3$. Enquanto na abordagem de sensoriamento remoto, entre 2008 e 2016, a recarga média estimada pela abordagem de sensoriamento remoto foi de $53,2 \times 10^8 \text{ m}^3$, com uma quantidade de recarga explorável de $23,94 \times 10^8 \text{ m}^3$.

No entanto, um grande desafio inerente ao uso de dados de sensoriamento remoto é a incerteza decorrentes de múltiplas fontes e a precisão variável em diferentes regiões (Senay, Kagone e Velpuri, 2020; Tian e Peters-Lidard, 2010).

Devido à grande importância dos recursos hídricos subterrâneos para o abastecimento da área, a Região Metropolitana do Recife em Pernambuco (RMR) é a área de estudo para aplicação dessas análises. O objetivo desse estudo é avaliar a viabilidade da utilização de dados de sensoriamento remoto para estimar com precisão a recarga de água subterrânea através do BALSEQ.

2 MATERIAIS E MÉTODO

2.1 Área de estudo

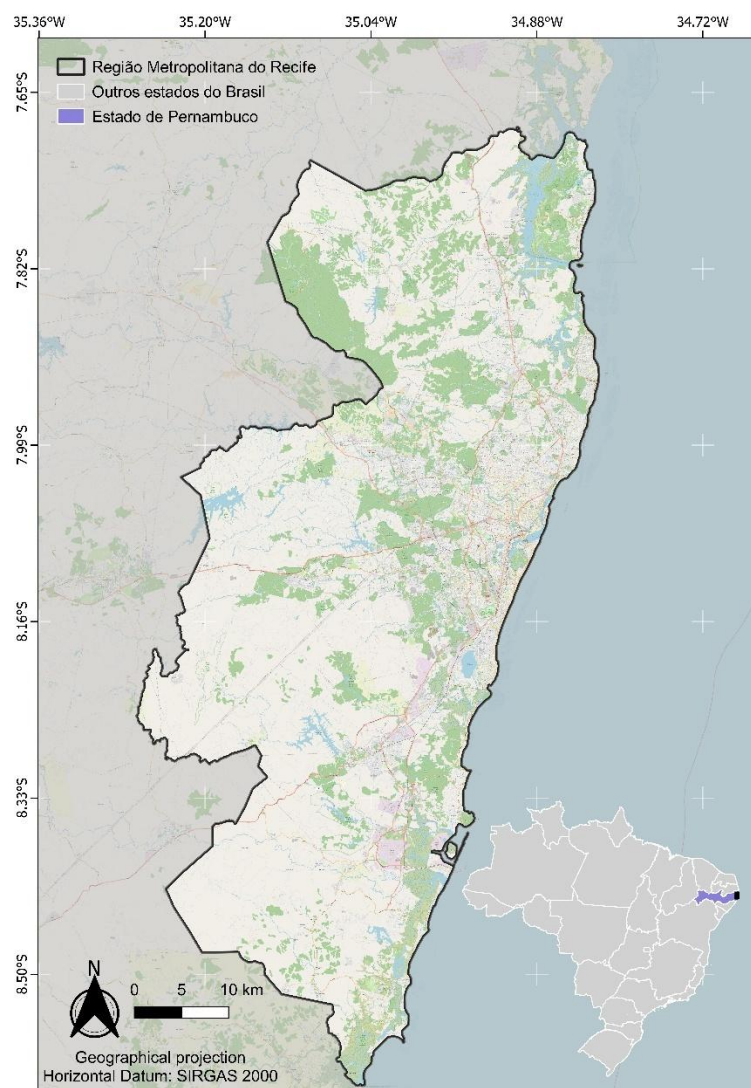
A RMR está localizada na faixa costeira do estado de Pernambuco, estendendo-se por um comprimento de cerca de 80 km (Figura 1). Situa-se entre os

paralelos 7°40'56" e 8°38'00" ao sul e os meridianos 34°49'00" e 35°15'52" oeste de Greenwich.

É constituída por quatorze municípios, são eles: Araioaba, Itapissuma, Itamaracá, Abreu e Lima, Igarassu, Paulista, Olinda, Recife, Jaboatão dos Guararapes, Moreno, Camaragibe, São Lourenço da Mata, Cabo de Santo Agostinho e Ipojuca. Possui uma área total de 2.761,45 km² e sua população, segundo o último censo do IBGE (2022), é de 3.7 milhões de habitantes.

Geologicamente, é constituída por rochas do embasamento cristalino e pelos sedimentos meso-cenozóicos das bacias sedimentares costeiras Paraíba e Pernambuco. De acordo com a CPRM (2014), a RMR reúne unidades aquíferas granulares, fraturadas e cársticas em seus domínios.

Figura 1 -Localização da Região Metropolitana do Recife (RMR), no estado de Pernambuco.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Embora o abastecimento hídrico da RMR seja predominantemente baseado na captação de águas superficiais de diversos reservatórios, a exploração dos aquíferos da região funciona como complemento, na tentativa de suprir a crescente demanda da região. Dentre os aquíferos existentes, o Beberibe é o principal manancial subterrâneo utilizado para abastecimento público no Recife (PERH-PE, 2022).

A principal forma de recarga dos aquíferos se dá por meio de precipitação. O índice pluviométrico anual varia entre 2.000 mm/ano e 2500 mm/ano na região, onde os maiores totais anuais se encontram na faixa litorânea, principalmente na porção central da RMR, reduzindo à medida que desloca para oeste do continente (Silva, 2018). Os meses de abril a agosto compõem o período chuvoso da região, correspondendo por quase 70% da precipitação anual (Silva, 2018).

2.2 Base de dados hidrológicos

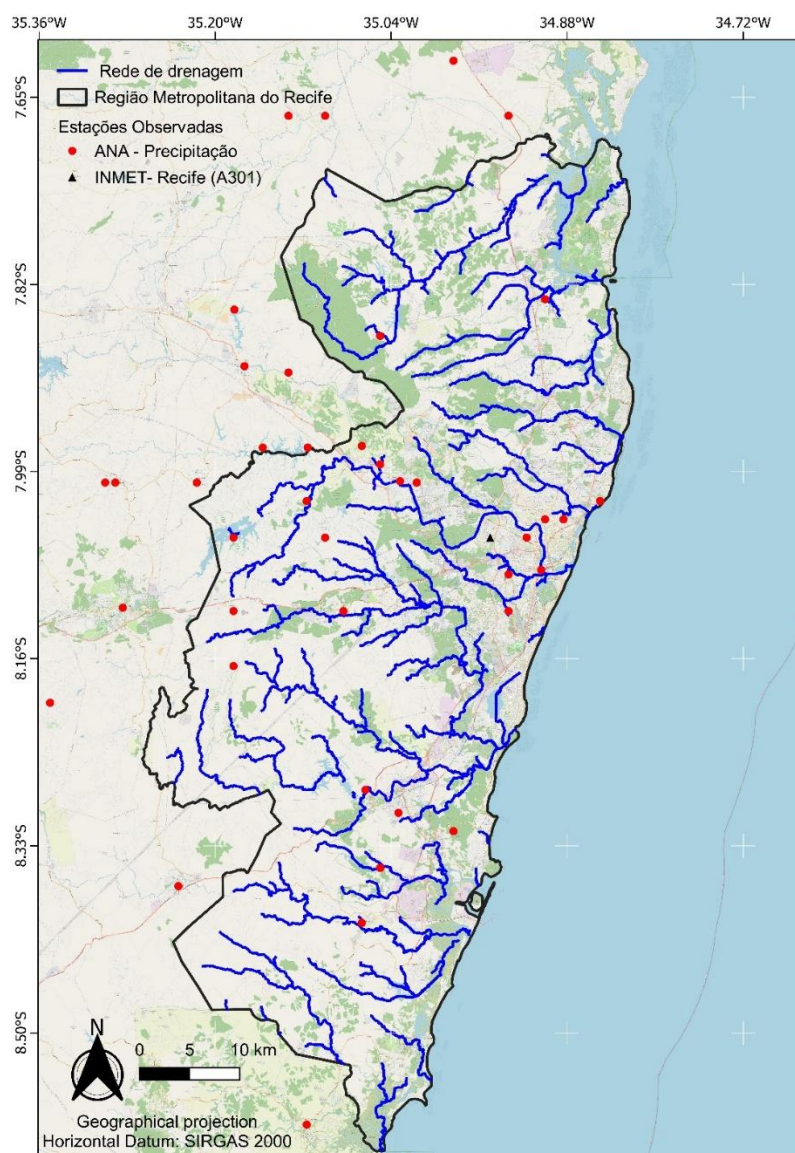
Essa seção descreve resumidamente os dados de precipitação e evapotranspiração potencial utilizados nesse estudo (Tabela 1), derivados dos produtos de sensoriamento remoto CHIRPS e ERA5, e os dados derivados de estações de medições *in situ* disponíveis para a Região Metropolitana do Recife. A Localização das estações de medição é mostrada na Figura 2.

Tabela 1 – Conjunto de dados hidrológicos utilizados no presente estudo

Fonte de dado	Tipo de dado	Resolução Espacial	Resolução Temporal	Disponibilidade
Estações Pluviométricas	Precipitação	Pontual	Diário	2004-2023
CHIRPS	Precipitação	25 km	Mensal	2004-2023
ERA5	Precipitação, temperatura do ar, umidade relativa do ar, velocidade do vento e radiação solar global	30 km	Mensal	2004-2023
Estação Meteorológica Recife (A301)	Temperatura máxima e mínima, umidade relativa máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e pressão atmosférica	Pontual	Horário	2004-2021

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 2 – Localização das estações de medição *in situ* de precipitação, da ANA, e estação meteorológica Recife (A301) do INMET.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

2.2.1 Conjunto de dados de observações *in situ*

Os dados de pluviometria foram obtidos através do plugin *Hidroweb Downloader* disponível no software QGIS na versão 3.28, que acessa os dados disponíveis das estações pluviométricas da Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA). Foram selecionadas as estações pluviométricas que possuíam dados diários para o período de 2004 a 2023 com falhas iguais ou inferiores a 10%. Ao todo, 44 estações atenderam aos critérios. A partir delas, foi utilizado o Método do

Inverso do Quadrado das Distâncias para calcular a chuva média observada para a área de estudo.

O período de tempo estabelecido decorre da disponibilidade de dados da estação meteorológica do Recife, do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), escolhida para o presente estudo para obtenção da evapotranspiração potencial a partir de dados observados. A evapotranspiração potencial foi calculada aplicando o Método de Pennman-Monteith, utilizando dados de temperatura máxima e mínima, umidade relativa máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e pressão atmosférica fornecidos pela estação.

2.2.2 Conjunto de dados do CHIRPS

Desenvolvido para dar suporte a Rede de Sistemas de Alerta Prévio contra Fome dos Estados Unidos para o Desenvolvimento Internacional (FEWS - NET), o CHIRPS não é um satélite ou sensor orbital. Ele é um conjunto de dados de precipitação gerados a partir da combinação de diferentes fontes de dados de sensoriamento remoto, como o CHPclim e o TRMM, entre outras.

A partir de abordagens técnicas de interpolação de alta resolução, o CHIRPS possui um longo período de estimativas de precipitação, de 1981 até o presente, em nível diário, pentadal e mensal, com estimativas quase globais (50°S – 50°N, 180°E – 180°W) e resolução espacial primária de 0,05° (Funk *et al.*, 2015).

Para o presente estudo, o produto do CHIRPS utilizado foi aquele com uma resolução espacial de 0,05° x 0,05°, com resolução temporal diária, obtido através do site <http://data.chc.ucsb.edu/products/>.

2.2.3 Conjunto de dados do ERA5

O ERA5 é a quinta geração de reanálise do *European Centre for Medium-Range Weather Forecasts* (ECMWF) (Hersbach *et al.*, 2020). Ele é um conjunto de dados de reanálise atmosférica que oferece informações sobre o clima e as condições meteorológicas, fornecendo estimativas horárias cobrindo a Terra em uma grade de cerca de 30 km com uma série de dados desde 1940.

Com dados de acesso livre (<https://cds.climate.copernicus.eu/>), o ERA5 possui bom desempenho em representar variáveis climáticas diversas como precipitação,

evapotranspiração, temperatura do ar e velocidade do vento em diversas regiões (Souza e Reboita, 2020; Di Napoli *et al.*, 2021; Dullaart *et al.*, 2020; Karimi *et al.*, 2020; Ullah *et al.*, 2021).

Nesse estudo, foram utilizados os dados de precipitação mensais do ERA5. Dados de temperatura do ar, umidade relativa do ar, velocidade do vento e radiação solar global do ERA5 foram usados para calcular a evapotranspiração potencial também através do Método de Penman-Monteith.

2.3 Modelo Sequencial de Balanço Hídrico - BALSEQ

O BALSEQ é um modelo de balanço hídrico sequencial diário desenvolvido por Lobo Ferreira (1981). Uma das grandes vantagens da utilização BALSEQ é sua capacidade de estimar as componentes hidrológicas a partir de informações que são, geralmente, de fácil acesso (Martins *et al.*, 2021). Os dados de entrada do modelo são a precipitação diária (P), a evapotranspiração potencial (ETP), o número de curva (NC) e a quantidade máxima de água disponível no solo para evapotranspiração (AGUT).

Vários estudos tem aplicado o BALSEQ para avaliação da recarga das águas subterrâneas. Em Portugal, o modelo tem sido aplicado em bacias sedimentares (Martins *et al.*, 2021). Aplicações também foram feitas na Índia, (Chachadi *et al.*, 2004) e no Brasil (Leitão *et al.*, 2017; Souza *et al.*, 2019; Cambraia Neto e Rodrigues, 2020, 2021;).

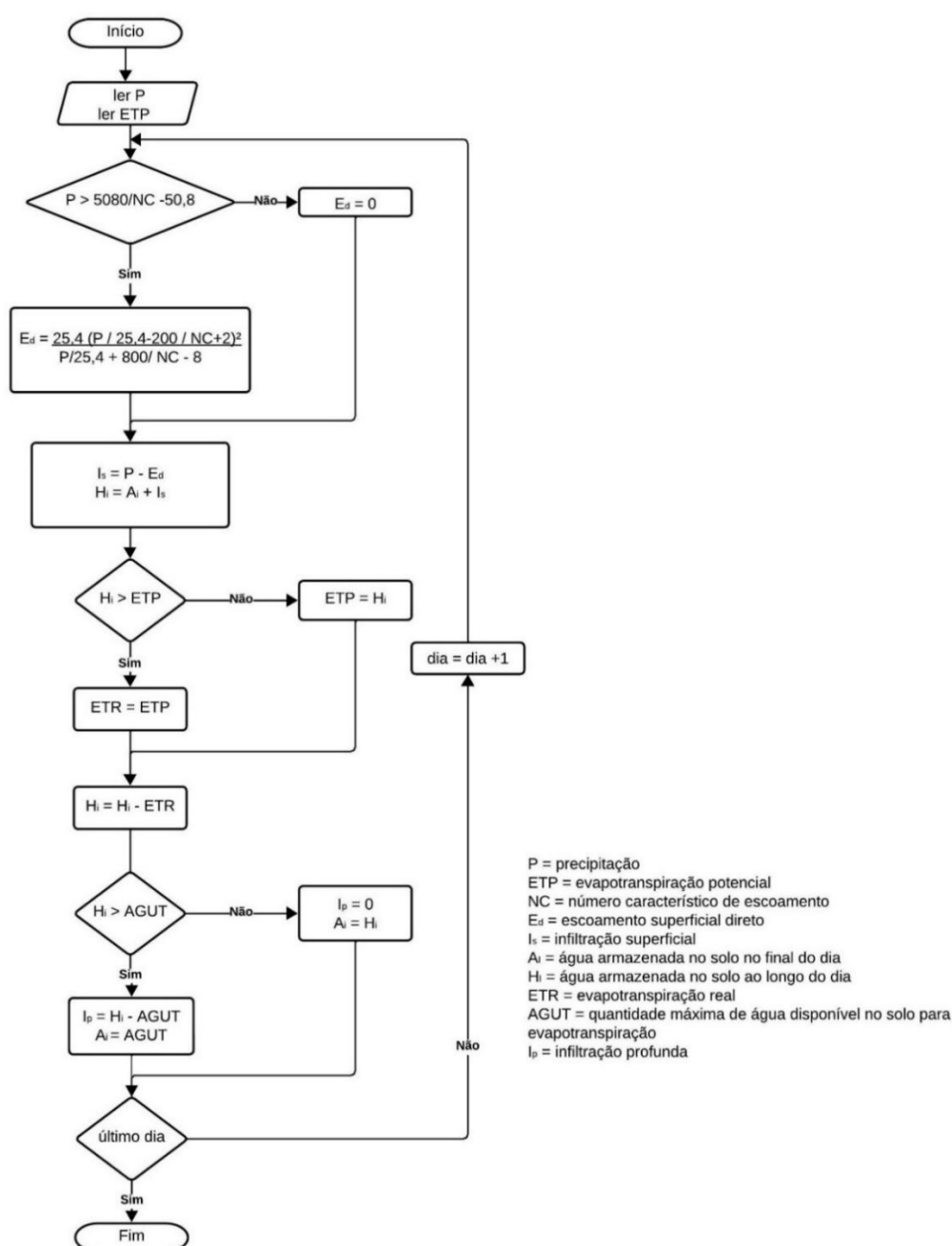
Os principais resultados gerados são o escoamento direto (E_d) e a infiltração profunda no solo (I_p). O modelo conceitual do BALSEQ para o volume de controle do solo baseia-se em duas ideias: a primeira é que a única entrada de água é a infiltração resultante da diferença entre a precipitação e o escoamento direto, a segunda é que o fluxo no solo é exclusivamente vertical. Dessa forma, a infiltração profunda é dada pela Equação 1, descrita a seguir.

$$I_p = P - E_d - ETR - \Delta AI \quad (1)$$

Onde P é a precipitação, E_d é o escoamento superficial direto, ETR é a evapotranspiração real e ΔAI a variação do armazenamento de água no solo, todos em milímetros.

O cálculo do E_d no modelo utiliza o Método do Número da Curva (CN) desenvolvido pelo Departamento de Conservação do Solo dos Estados Unidos (SCS, 1972). A estrutura do BALSEQ é mostrada na Figura 3. O modelo foi implementado em uma macro no *Excel* e executado em escala diária para o período avaliado (01 de janeiro de 2004 a 31 de dezembro de 2023) assumindo que a água armazenada no solo no final do primeiro dia de simulação (A_1) é de 0 mm.

Figura 3 – Fluxograma de funcionamento do modelo numérico de balanço hídrico sequencial diário BALSEQ.



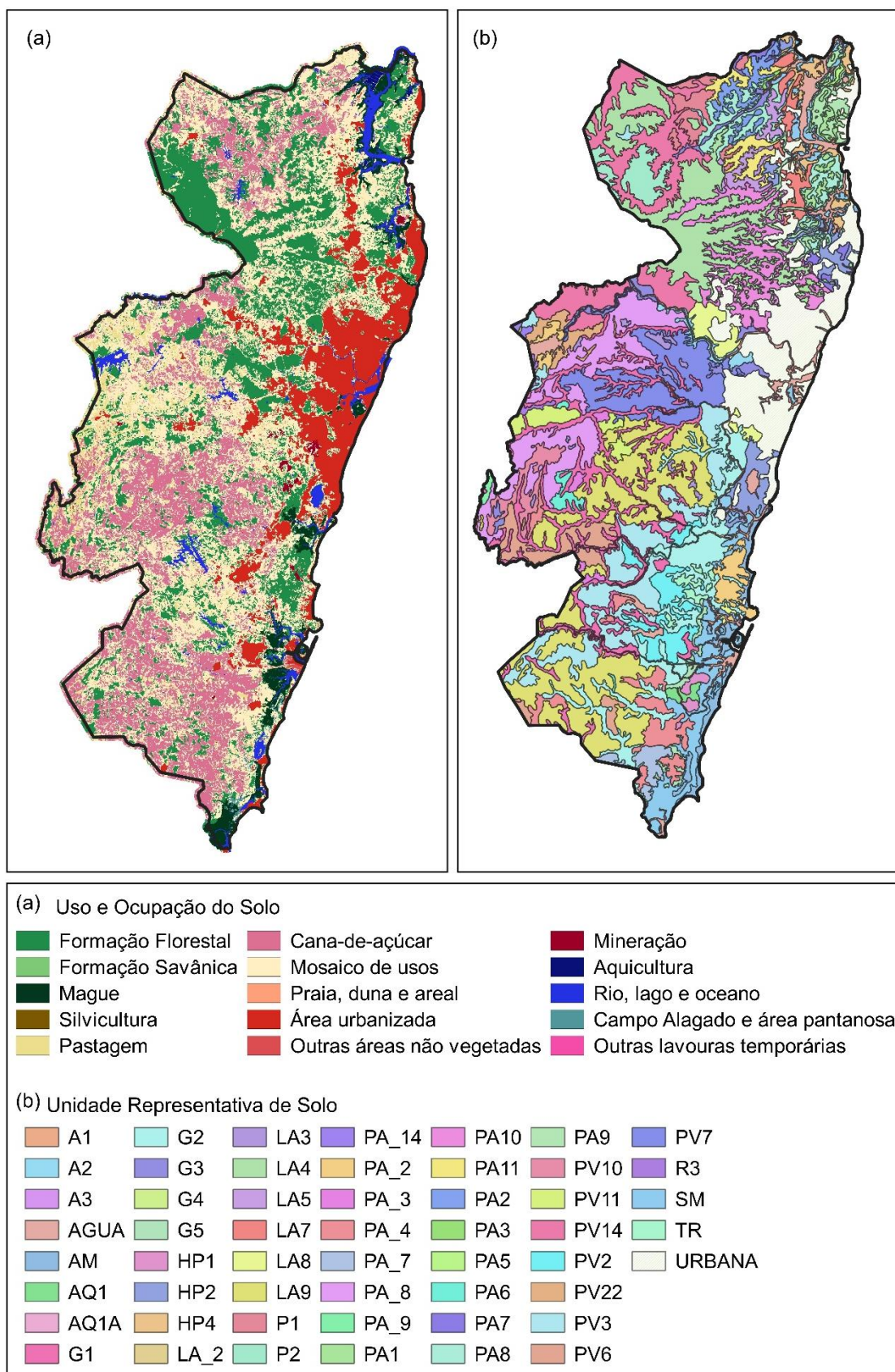
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A partir da identificação e discretização das unidades de solo e uso e ocupação do solo são determinadas as unidades hidrogeológicas homogêneas. Para isso, o uso e ocupação do solo foi obtido através da base de dados da Coleção 8 do projeto MapBiomass do ano de 2013 Figura 4a.

O mapa de uso e ocupação do solo do ano de 2013 foi selecionado com base na análise comparativa dos mapas anuais disponibilizados pela Coleção 8 do projeto MapBiomass, referentes ao período de 2004 a 2021 (Tabela 2). A escolha fundamentou-se na identificação do ano cuja configuração espacial de classes de uso e cobertura do solo mais se aproxima da média observada ao longo da série temporal. Dessa forma, o ano de 2013 foi considerado representativo da distribuição típica das categorias de uso, proporcionando uma base equilibrada e condizente com o comportamento médio da paisagem para fins de modelagem e avaliação ambiental.

Utilizou-se como base as informações de descrição e cartografia dos solos, de escala 1:100.000, do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE), elaborada pela Embrapa - Empresa Brasileira de Agropecuária (2001). Na carta foram identificados 11 tipos de solo divididos em 53 unidades representativas (Figura 4b) e 121 unidades pedológicas.

Figura 4 – Mapas de (a) uso e ocupação do solo e (b) tipos de solo da RMR.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Tabela 2 – Distribuição percentual das classes de uso e ocupação do solo na Região Metropolitana do Recife (RMR), no período de 2002 a 2021.

Uso e Ocupação do Solo	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Média (2004- 2021)
Formação Florestal	19.21	19.43	19.54	19.47	19.63	19.79	19.83	19.84	20.69	20.65	21.12	21.44	21.67	21.98	22.24	22.51	22.63	22.95	23.19	23.55	21.26
Formação Savânica	0.04	0.04	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.06	0.05
Mangue	2.63	2.67	2.64	2.64	2.64	2.64	2.63	2.65	2.68	2.70	2.71	2.71	2.72	2.73	2.73	2.72	2.71	2.71	2.72	2.74	2.69
Silvicultura	0.01	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.02	0.02	0.04	0.01
Campo Alagado e área pantanosa	0.27	0.28	0.27	0.27	0.29	0.30	0.32	0.32	0.30	0.30	0.29	0.29	0.30	0.31	0.30	0.30	0.31	0.33	0.34	0.34	0.30
Pastagem	3.23	3.92	3.95	3.51	3.23	2.23	1.89	2.06	2.65	2.94	3.69	3.73	3.33	2.91	2.61	2.27	2.01	1.84	2.01	2.29	2.73
Cana	19.58	19.87	19.96	20.07	20.12	20.17	19.96	19.86	19.82	19.94	19.95	19.81	19.83	19.76	19.64	19.28	19.26	19.26	19.25	19.26	19.73
Mosaico de usos	42.07	40.54	40.07	40.26	40.24	41.01	41.42	41.14	39.42	38.84	37.44	37.01	36.96	36.87	36.85	37.04	36.93	36.70	36.25	35.54	38.33
Praia, duna e areal	0.14	0.15	0.15	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.14	0.13	0.11	0.10	0.10	0.10	0.10	0.09	0.09	0.09	0.12
Área urbanizada	8.94	9.25	9.39	9.54	9.64	9.71	9.89	10.06	10.39	10.57	10.82	11.10	11.37	11.63	11.80	12.04	12.30	12.44	12.53	12.55	10.99
Outras áreas não vegetadas	0.26	0.27	0.27	0.28	0.29	0.33	0.33	0.32	0.30	0.32	0.32	0.30	0.29	0.28	0.25	0.25	0.26	0.28	0.28	0.29	0.29
Mineração	0.19	0.20	0.20	0.21	0.21	0.22	0.22	0.24	0.25	0.26	0.27	0.27	0.28	0.28	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.29	0.26
Aquicultura	0.11	0.12	0.13	0.13	0.14	0.15	0.15	0.14	0.15	0.15	0.15	0.15	0.14	0.13	0.13	0.13	0.12	0.11	0.12	0.13	0.14
Rio, lago e oceano	3.29	3.26	3.38	3.42	3.35	3.25	3.16	3.17	3.15	3.15	3.04	3.00	2.93	2.94	2.99	3.01	3.00	2.91	2.84	2.82	3.08
Outras lavouras temporárias	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

De acordo com as características da textura do tipo de solo presente em cada unidade obteve-se o grupo hidrológico (Figura 5a). A caracterização de cada unidade representativa de tipo de solo, bem como o grupo hidrológico correspondente, encontra-se apresentada no ANEXO A. A partir disso e utilizando o NC associado as classes do mapa do *Corine Land Cover* (Tabela 3), foi obtido os valores de NC para cada unidade (Figura 5b).

O AGUT depende de dois parâmetros: a capacidade utilizável (C_u) e a profundidade eficaz das raízes das plantas (R_p). A relação entre os dois parâmetros é mostrada na Equação 2. Essas variáveis estão relacionadas ao mapa de uso e ocupação do solo.

$$AGUT = cu * R_p \quad (2)$$

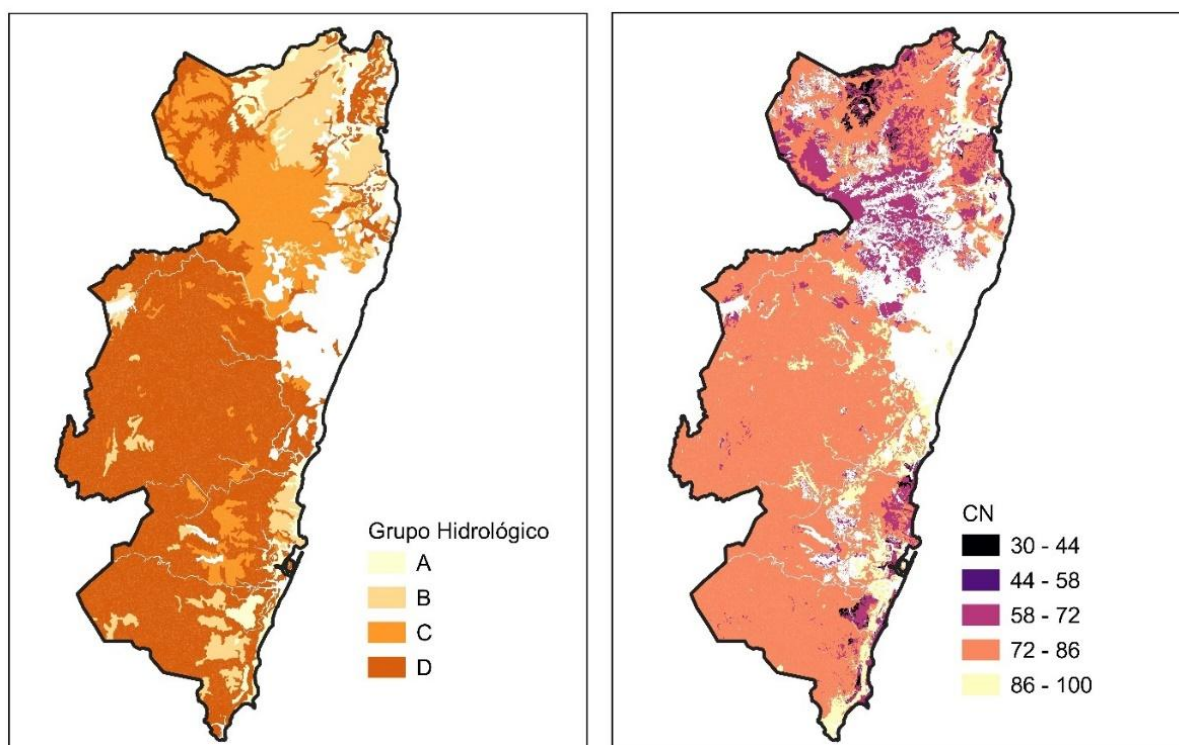
Os valores de R_p foram estimados através do mapa de uso e ocupação do solo associado aos valores atribuídos a cada classe de uso do solo identificada no mapa do *Corine Land Cover* (Tabela 3). Os valores da capacidade utilizável foram calculados a partir das texturas dos solos de cada unidade pedológica e podem ser identificados no ANEXO A. A distribuição espacial dos valores de C_u , R_p e AGUT para a RMR são mostrados na Figura 6a, Figura 6b e Figura 6c, respectivamente.

Tabela 3 - Valores de número de curva (NC) e profundidade eficaz das raízes (R_p) associados às classes de uso e ocupação do solo conforme o mapeamento do *Corine Land Cover*.

Código Corine	Classes de Uso e Ocupação do Solo	NC de acordo com a classe hidrológica				R_p (mm)
		A	B	C	D	
112	Área urbanizada/Outras áreas não vegetadas	69	80	86	89	200
131	Mineração	81	88	91	93	250
211	Cana	30	73	80	85	500
231	Pastagem	38	61	77	83	800
241	Outras lavouras temporárias	62	74	82	85	1000
242	Mosaico de usos	62	74	82	85	1000
244	Silvicultura	36	60	70	76	2750
311	Formação Florestal	36	60	70	76	2750
321	Formação Savânica	30	58	71	78	800
331	Praia, duna e areal	30	60	70	80	250
411	Campo Alagado e Área Pantanosa/Mangue	90	92	94	96	250
512	Rio, Lago e Oceano/Aquicultura	100	100	100	100	0

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

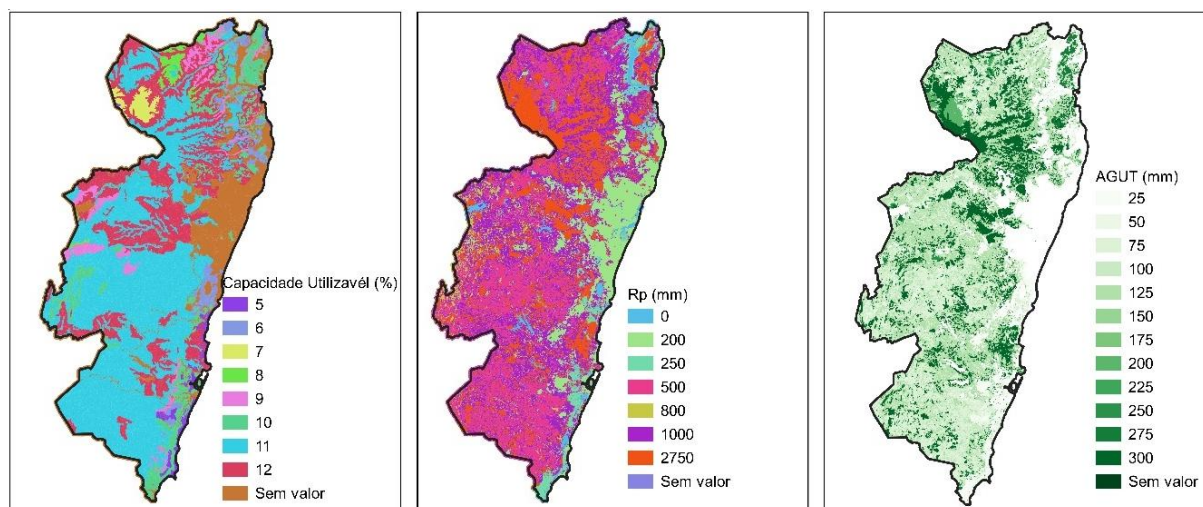
Figura 5 – Mapa dos (a) Grupo Hidrológico e (b) Número de Curva (NC) da RMR.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

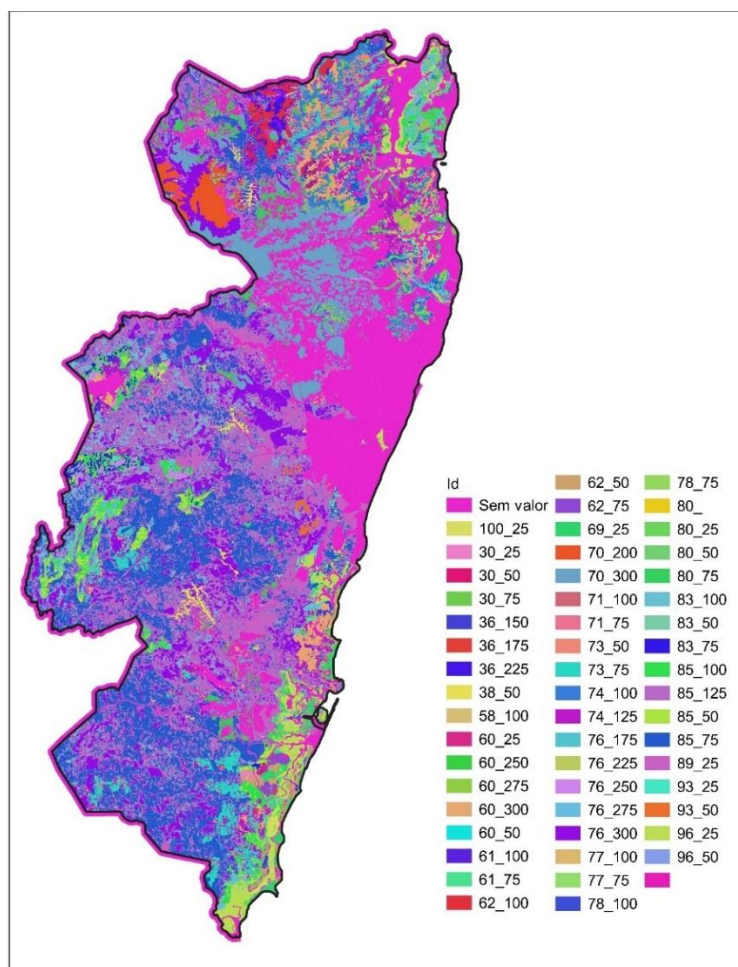
A área de estudo foi subdividida em unidades hidrogeológicas homogêneas, definidas como subáreas com propriedades de solo, uso e ocupação do solo aproximadamente constantes. Cada unidade possui um conjunto específico de dados de entrada que a caracteriza, sendo utilizadas na simulação do potencial de recarga subterrânea. Essas unidades foram delimitadas a partir do cruzamento entre o mapa de NC e o do AGUT. As regiões que apresentaram simultaneamente o mesmo NC e a mesma classificação do AGUT foram agrupadas como unidades homogêneas. Essa metodologia permite representar de forma integrada e espacialmente coerente as características hidrológicas e geológicas que influenciam a dinâmica de recarga subterrânea. As unidades hidrogeológicas homogêneas considerada nesse estudo são mostradas na Figura 7.

Figura 6 – Mapa da (a) Capacidade Utilizável – Cu; (b) Profundidade eficaz das raízes das plantas – Rp; e (c) quantidade máxima de água disponível no solo para evapotranspiração – AGUT para a RMR.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 7 – Mapa das unidades hidrogeológicas homogêneas considerada nesse estudo



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A estimativa da recarga potencial modelada através do BALSEQ e a qualidade dos dados de sensoriamento remoto foram analisadas através de múltiplos cenários de dados de entrada. Primeiro, as correlações das diferentes fontes de dados utilizadas foram determinadas para cada variável de entrada do modelo. Em seguida, a recarga potencial foi estimada pelo BALSEQ de acordo com as seguintes combinações de precipitação e evapotranspiração potencial: ANA e INMET, ANA e ERA5, CHIRPS e INMET, CHIRPS e ERA5, ERA5 e INMET, ERA5 e ERA5.

2.4 Correlação entre os dados de entrada

As correlações entre os conjuntos de dados que foram utilizados como entrada para o cálculo da estimativa da recarga através do BALSEQ foram analisadas graficamente e a partir das métricas definidas. Essas métricas são calculadas a partir dos resultados de recarga obtidos através do uso dos dados de entrada medidos nas estações pluviométricas da ANA e na estação meteorológica do INMET. As correlações entre as fontes de dados de precipitação e potencial de evapotranspiração também foram analisadas.

Diversos autores utilizaram essas métricas para fazer a avaliação dos produtos de componentes do ciclo hidrológico por estimativa de satélites (Gemtzi, Ajami e Richnow, 2017; Hidayat, Darsono e Farid, 2021; Ahamed *et al.*, 2022; Belay *et al.*, 2024). As métricas foram comparadas, em nível mensal e sazonal, de acordo com os seguintes parâmetros estatísticos: Coeficiente de determinação – R^2 (Equação 3), da Correlação de Pearson – r (Equação 4), Percentual de Tendência – PBIAS (Equação 5), e Erro quadrático médio – RMSE (Equação 6).

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - \bar{y}^{obs}) \times (y_i^{obs} - \bar{y}^{sim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - \bar{y}^{obs})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{sim} - \bar{y}^{sim})^2}} \right)^2 \quad (3)$$

$$r = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - \bar{y}^{obs}) \times (y_i^{obs} - \bar{y}^{sim})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - \bar{y}^{obs})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{sim} - \bar{y}^{sim})^2}} \right) \quad (4)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y_i^{sim})}{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs})} \times 100 \quad (5)$$

$$RMSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y^{obs} - y^{sim})^2 \quad (6)$$

As métricas foram classificadas conforme proposta de Moriasi *et al.* (2007), apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4 - Classificação dos coeficientes de eficiência.

Classificação	R ²	r	PBIAS	RMSE
Muito boa	0,80 < R ² ≤ 1,00	0,90 < r ≤ 1,00	PBIAS < ± 10	RMSE < 0,05
Boa	0,70 < R ² ≤ 0,80	0,80 < r ≤ 0,90	±10 < PBIAS ≤ ±15	0,05 < RMSE ≤ 0,10
Satisfatória	0,60 < R ² ≤ 0,70	0,70 < r ≤ 0,80	±15 < PBIAS ≤ ±25	0,10 < RMSE ≤ 0,20
Insatisfatória	R ² ≤ 0,60	r ≤ 0,70	PBIAS ≥ ±25	RMSE > 0,20

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

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

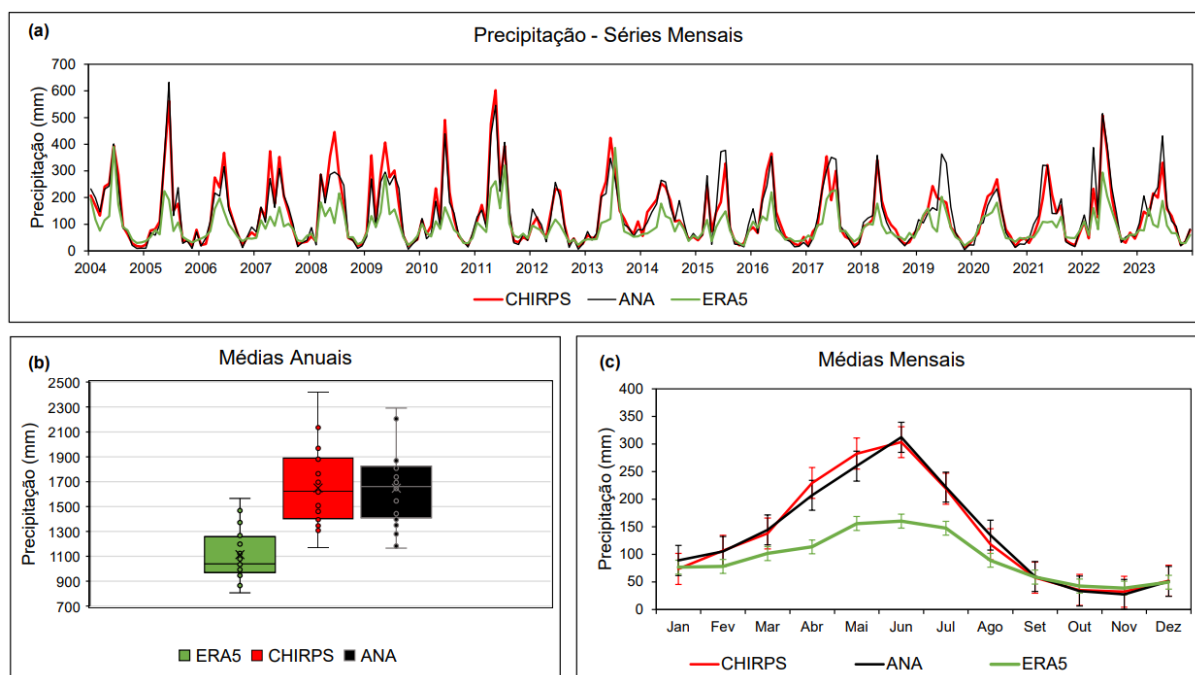
3.1 Correlação e incertezas dos dados de entrada

3.1.1 Precipitação

As estimativas para a precipitação a partir de produtos de sensoriamento remoto (CHIRPS), dados de reanálise (ERA5) e dados de estações pluviométricas (ANA) são mostradas na Figura 8. As séries foram analisadas segundo o PBIAS, RMSE e r para o período de 2004 a 2023 na escala mensal, com seus resultados mostrados na Figura 9, e para as médias mensais da estação chuvosa (abril a julho) e da estação seca (novembro a fevereiro), sendo os resultados mostrados na Tabela 5.

Quando agregadas em somas mensais, as séries de precipitação produziram comportamentos semelhantes durante o período do estudo. A sazonalidade é consistente entre os conjuntos de dados, porém a magnitude de P tende a ser menor no conjunto do ERA5, especialmente nos meses chuvosos.

Figura 8 – Gráficos do conjunto de dado de precipitação média usadas no modelo BALSEQ para simulação da Região Metropolitana do Recife. Em (a) séries temporais mensais em milímetros de 2004 a 2023, em (b) box-plot mostrando médias anuais, desvios padrão e valores atípicos e em (c) médias mensais com barras de erro correspondentes aos desvios padrão.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

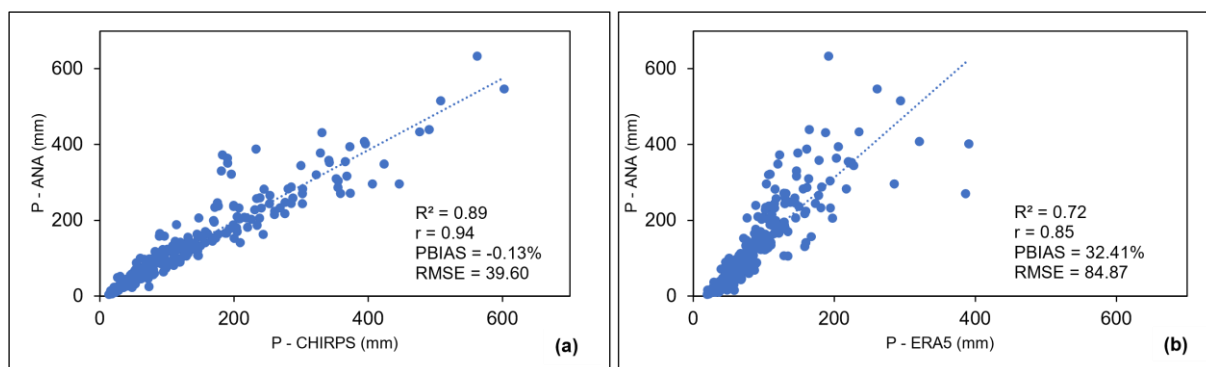
Na escala mensal, o CHIRPS quase não apresenta erro de viés, com um PBIAS muito pequeno. Em comparação ao ERA5, o CHIRPS mostrou um desempenho significativamente melhor, com valores mais baixos, especialmente na estação chuvosa, onde apresentou PBIAS de -3,34, enquanto o ERA5 foi de 42,34. Na estação seca, o CHIRPS se destaca com um PBIAS de 2,96, em comparação ao valor mais baixo de 10,80 do ERA5. No geral, o CHIRPS apresentou tendência a fornecer estimativas mais precisas, especialmente nas condições de chuvas intensas e períodos de estiagem. Já o ERA5, apresenta grandes erros para estimativa nos meses chuvosos e secos, com tendência a subestimação em ambos.

O CHIRPS também apresentou desempenho superior quando avaliado pelo RMSE. Os valores foram significativamente menores tanto no período mensal (39,60 para o CHIRPS e 84,87 para o ERA5), quando na estação chuvosa (16,59 para o CHIRPS e 109,74 para o ERA5). O RMSE menor do CHIRPS indica uma melhor precisão na previsão das variáveis climáticas, especialmente nas estações mais extremas. O maior erro do ERA5 na estação chuvosa sugere que o modelo pode ter

dificuldades em capturar eventos de precipitação mais intensos, comprometendo a qualidade de suas estimativas. Porém, na estação seca o ERA5 apresentou erros baixos próximos ao do CHIRPS, indicando uma boa precisão para estimativa nesse período.

O comportamento mais consistente do CHIRPS também é observado pela análise do coeficiente de Pearson, em todos os períodos analisados. O valor para o período mensal de 0,94 para o CHIRPS, em comparação com o 0,85 para o ERA5, sugere uma maior correlação entre as estimativas de precipitação e os dados observados. Essa correlação mais forte se mantém na estação chuvosa (0,94 para o CHIRPS contra 0,78 para o ERA5), o que demonstra a capacidade do CHIRPS de capturar com mais precisão os padrões de precipitação. Já na estação seca, o ERA5 apresentou um coeficiente de 0,98, levemente mais alto que o CHIRPS (0,97), o que indica um bom desempenho também do ERA5, especialmente para estimativas de precipitações mais baixas.

Figura 9 - Métricas estatísticas dos dados de precipitação do observados e estimados, em escala mensal, a partir do (a) CHIRPS e (b) ERA5.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Tabela 5 – Métricas estatísticas dos dados de precipitação do observados e estimados a partir do CHIRPS e ERA5 para as estações chuvosa e seca.

		CHIRPS	ERA5
PBIAS	Estação Chuvosa	-3,34	42,34
	Estação Seca	2,96	10,80
RMSE	Estação Chuvosa	16,59	109,74
	Estação Seca	8,08	9,64
r	Estação Chuvosa	0,94	0,78
	Estação Seca	0,97	0,98

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

No geral, o CHIRPS se destaca por fornecer estimativas mais precisas e com menor viés de erros, especialmente em condições de chuvas intensas. Já o ERA5, embora apresente um bom desempenho na estação seca e em algumas comparações mensais, tem um desempenho inferior em termos de precisão e viés, particularmente na estação chuvosa. Os resultados mostram que o CHIRPS pode ser uma fonte de dados confiável, principalmente em estudos em regiões com fortes variações sazonais de chuva.

Estudos anteriores destacaram a boa qualidade do CHIRPS na medição da precipitação volumétrica (Ayehu *et al.*, 2018; Degefu, Bewket e Amha, 2022), indicando bom ajuste de seus dados em áreas com padrões de precipitação irregulares. Na análise realizada por Costa Neto *et al.* (2025), o produto CHIRPS, em escala mensal, apresentou desempenho satisfatório na estimativa de precipitação para a RMR, com boa concordância em relação aos dados observados por pluviômetros de referência. Para as duas estações analisadas, os resultados mostraram NS de 0,73 e 0,67, e r de 0,86 e 0,87, indicando forte correlação e boa capacidade de representar a variabilidade pluviométrica local. Os valores do PBIAS foram de -8,80% e -23,80%, sugerindo uma leve subestimação por parte do CHIRPS, especialmente em uma das estações. Ainda assim, os índices obtidos reforçam a aplicabilidade do produto como uma alternativa viável para o monitoramento hidrológico em regiões com limitações na cobertura de dados observacionais.

Por sua vez, o ERA5 apresenta algumas limitações nesse aspecto, possivelmente devido ao seu foco mais amplo em padrões climáticos globais, o que pode dificultar a captura das variações locais de maneira eficaz (Ahmed *et al.*, 2024).

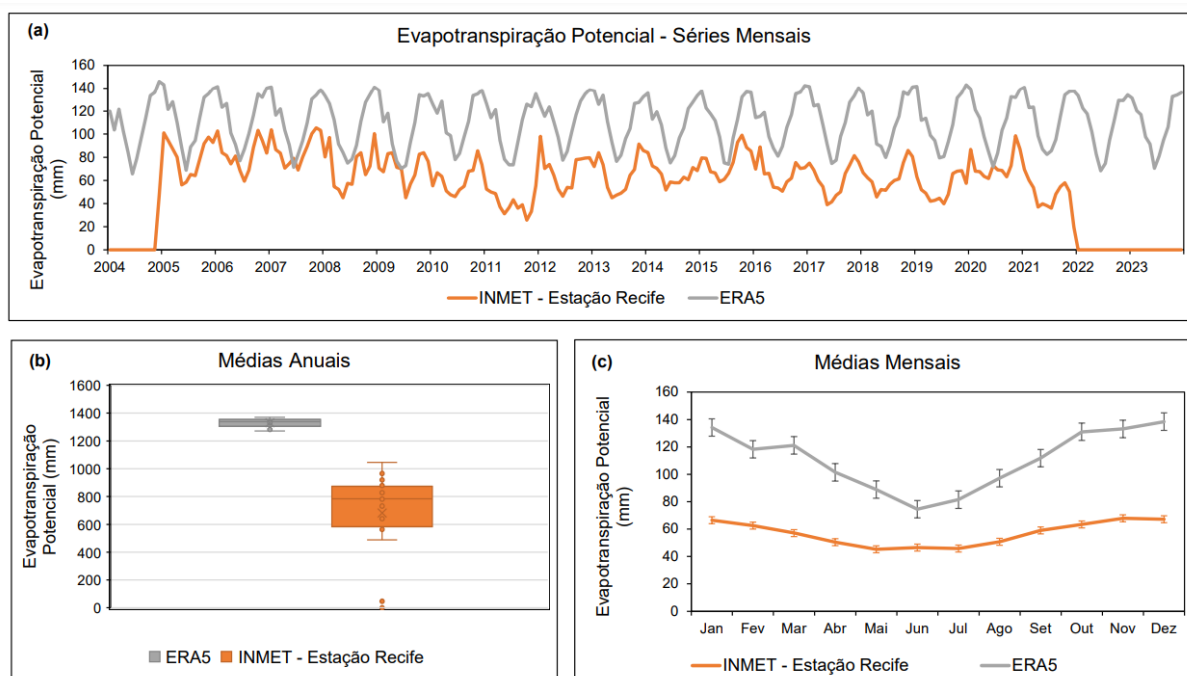
3.1.2 Evapotranspiração Potencial

A série de evapotranspiração potencial (ETP) calculada com dados da estação meteorológica do INMET e com dados de reanálise do ERA5 é mostrada na Figura 10. O resultado dos índices de desempenho do ERA5 frente aos dados da estação é mostrado na Figura 11, na escala mensal, e na Tabela 6 para as estações chuvosa e seca.

A análise da ETP obtida através do ERA5 destaca aspectos importantes sobre a precisão do modelo ao longo do período. O PBIAS mensal de -95.09 indica que o ERA5 tende a superestimar a evapotranspiração. Essa tendência é ainda mais

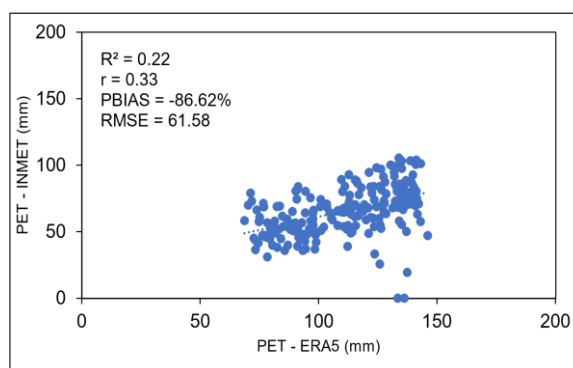
evidente na estação seca (-98,36), o que indica uma dificuldade ainda maior em capturar os baixos índices de evapotranspiração em períodos de menor disponibilidade hídrica. Apesar de um PBIAS menos negativo na estação chuvosa (-84,18), permaneceu na faixa de valores considerados insatisfatórios para o índice.

Figura 10 – Gráficos do conjunto de dado de evapotranspiração potencial média usadas no modelo BALSEQ para simulação da Região Metropolitana do Recife. Em (a) séries temporais mensais em milímetros de 2004 a 2023, em (b) box-plot mostrando médias anuais, desvios padrão e valores atípicos e em (c) médias mensais com barras de erro correspondentes aos desvios padrão.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 11 - Métricas estatísticas dos dados de potencial de evapotranspiração do observados e estimados, em escala mensal, a partir do ERA5.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O RMSE também demonstra a dificuldade dos produtos do ERA5 em representar adequadamente a evapotranspiração potencial da região. Nos três períodos analisados o índice apresentou resultados insatisfatórios.

Tabela 6 – Métricas estatísticas dos dados de potencial de evapotranspiração do observados e estimados a partir do ERA5 para as estações chuvosa e seca.

		ERA5
PBIAS	Estação Chuvosa	-84,18
	Estação Seca	-98,36
RMSE	Estação Chuvosa	40,49
	Estação Seca	65,20
r	Estação Chuvosa	0,72
	Estação Seca	0,93

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

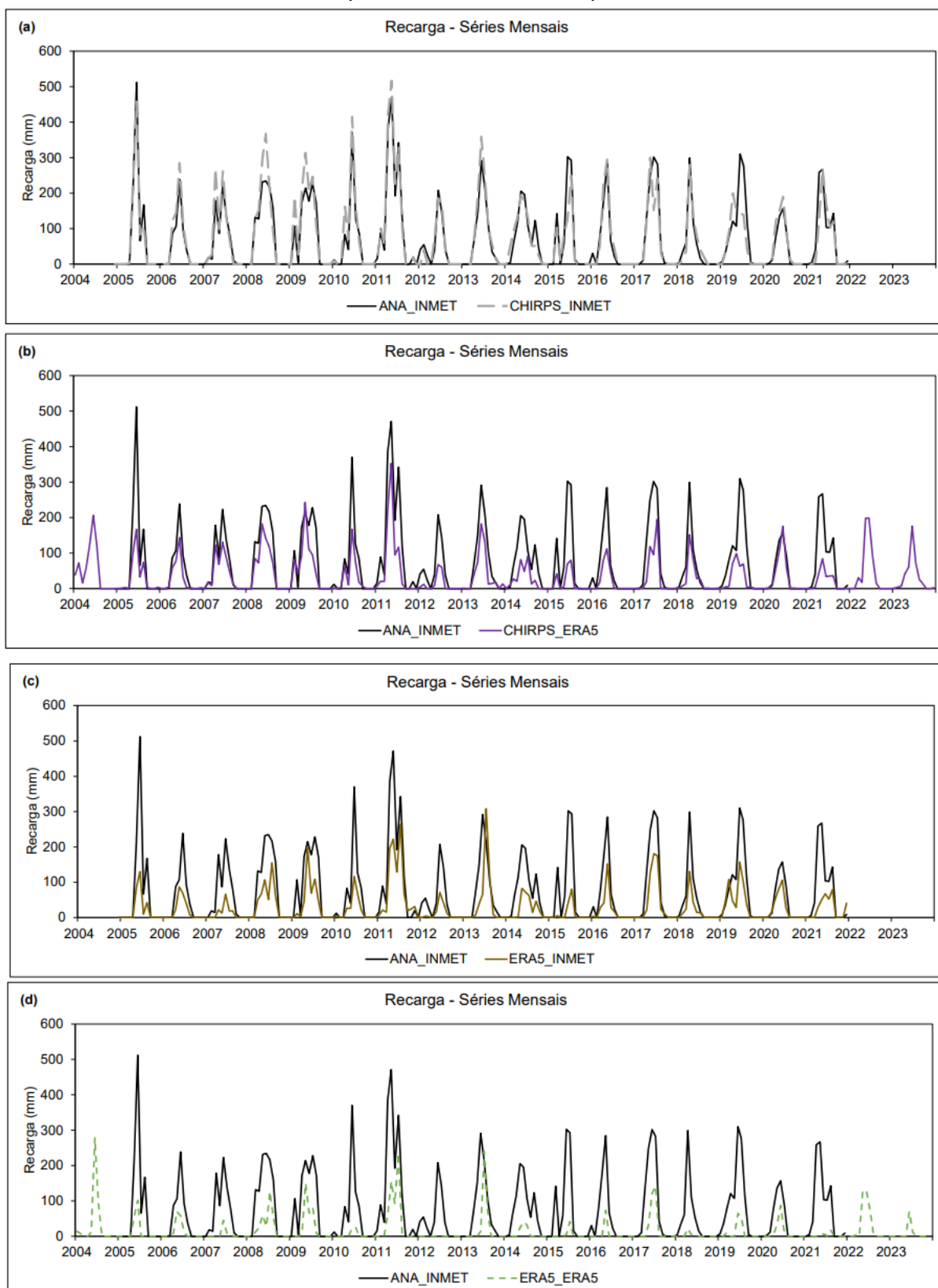
O coeficiente de correlação de Pearson apresentou um valor de 0,33 para avaliação de todo o período, indicando uma baixa correlação entre a estimativa realizada a partir do ERA5 em relação a estimativa feita a partir dos dados da estação do INMET. No entanto, durante os meses chuvosos, a correlação apresentou um índice significativamente melhor, com um r de 0,72, o que sugere uma correlação muito alta entre os dados. Na estação seca essa correlação aumenta (0,93).

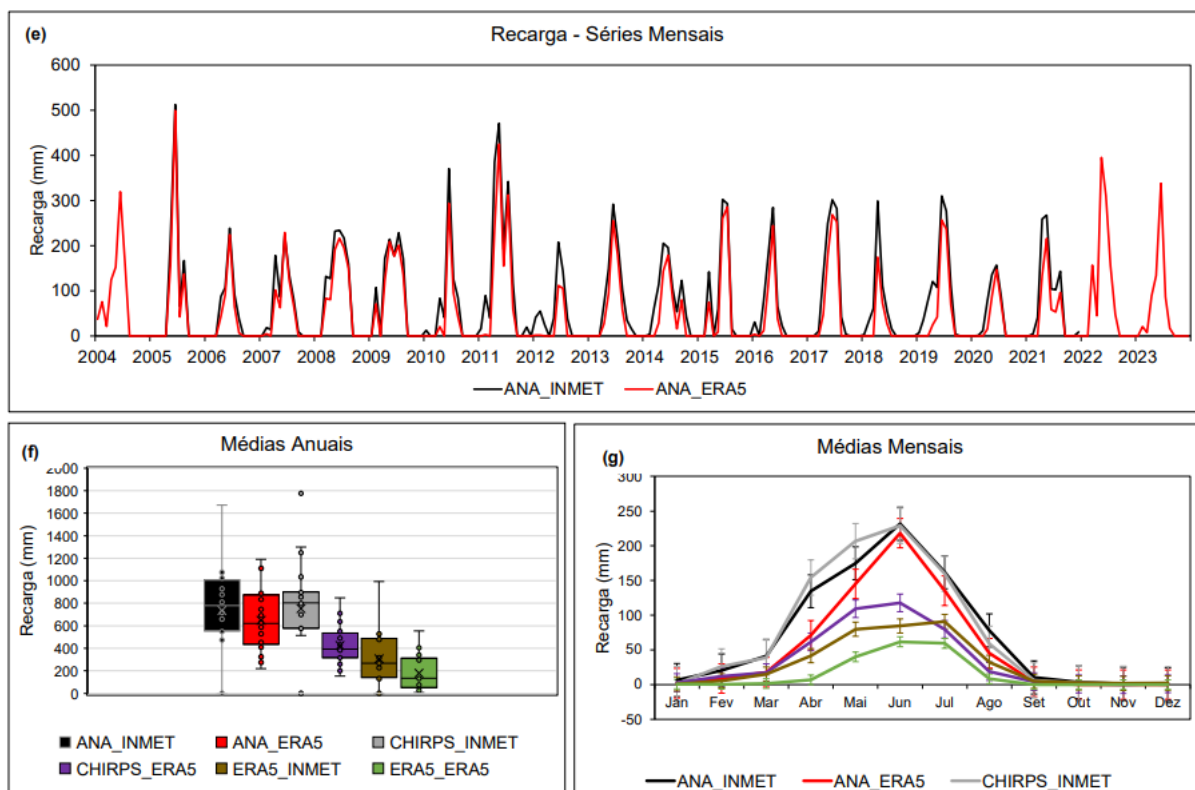
No geral, os dados do ERA5 apresentaram grandes limitações em sua capacidade de prever a evapotranspiração potencial de maneira consistente ao longo do ano.

3.2 Comparação e avaliação das estimativas de recarga com a base de dados de sensoriamento remoto e a base de dados de estações

Os resultados para a estimativa de recarga a partir de diferentes conjuntos de dados de entrada realizada através do BALSEQ são apresentados da Figura 12. Na mesma figura também são visualizados os gráficos do tipo *box plot* que ilustram as médias anuais, bem como o gráfico que mostra as médias mensais acompanhadas dos respectivos desvios padrões.

Figura 12 – Gráficos das estimativas para recarga modelada através BALSEQ para simulação da Região Metropolitana do Recife. Séries temporais mensais em milímetros de 2004 a 2023 de ANA_INMET com (a) CHIRPS_INMET, (b) CHIRPS_ERA5, (c) ERA5_INMET, (d) ERA5_ERA5, e (e) ANA_ERA5; em (f) box-plot mostrando médias anuais, desvios padrão e valores atípicos e em (g) médias mensais com barras de erro correspondentes aos desvios padrão.



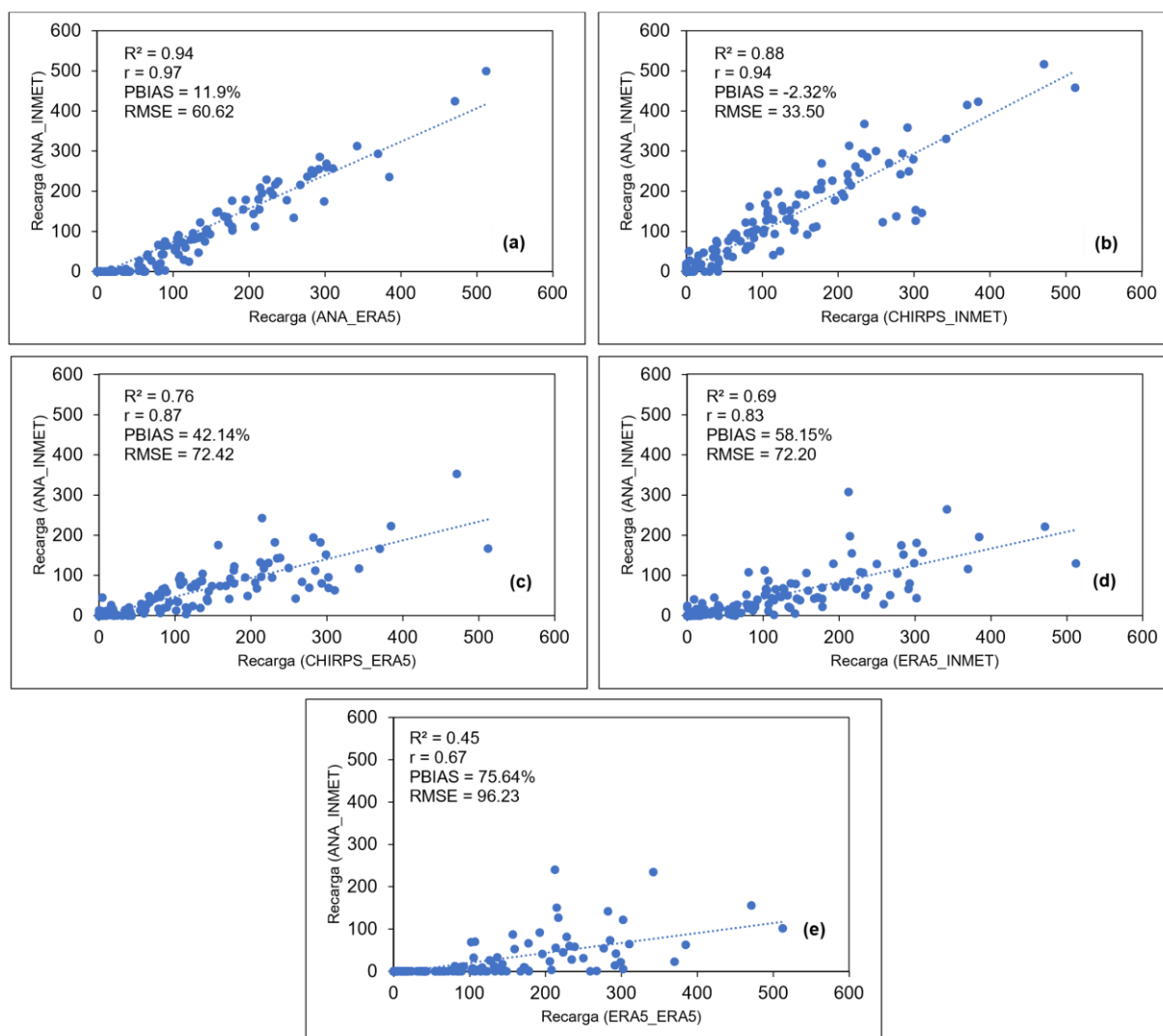


Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Os resultados das métricas estatísticas estão apresentados na Figura 13. As métricas foram avaliadas a partir da relação dos resultados da recarga estimada a partir do conjunto de dados observados (ANA_INMET) com as demais combinações propostas nesse estudo. Com exceção da combinação ERA5_ERA5, todas as combinações apresentaram um r superior a 0,70. As combinações ANA_ERA5 e CHIRPS_INMET tiveram r superior a 0,90 (0,97 e 0,94, respectivamente), sendo classificados como “quase perfeitos”. CHIRPS_ERA5 e ERA5_INMET com r de 0,87 e 0,83, respectivamente, são classificados com uma correlação linear “muito alta”.

Dentre as cinco combinações, três (CHIRPS_ERA5, ERA5_INMET e ERA5_ERA5) apresentaram valores de PBIAS superiores a 25%, indicando que a estimativa da recarga é insatisfatória, comparadas à combinação ANA_INMET. O PBIAS para o conjunto ANA_ERA5 foi de 11,9%, classificado como uma boa estimativa segundo Moriasi *et al.* (2007) indicando apenas uma leve superestimação da série. Já a combinação CHIRPS_INMET estimou satisfatoriamente a recarga, com PBIAS de -2,32%.

Figura 13 - Métricas estatísticas das estimativas de recarga calculada através do BALSEQ com a combinação de dados observados ANA_ERA5, em escala mensal, a partir das combinações (a) ANA_ERA5, (b) CHIRPS_INMET, (c) CHIRPS_ERA5, (d) ERA5_INMET, e (e) ERA5_ERA5.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O PBIAS, RMSE e r foram analisados também para dois períodos distintos: estação chuvosa (abril a julho) e estação seca (novembro a fevereiro). Os resultados são mostrados na Tabela 7.

Os dados de precipitação do ERA5 quando combinados com as duas fontes de dados de potencial de evapotranspiração (INMET e ERA5), apresentaram resultados fortemente insatisfatórios na maioria métricas avaliadas. Apenas o r indica uma boa correlação linear entre os dados, com valores de 0,62 e 0,83 para a combinação ERA5_INMET nas estações chuvosa e seca, respectivamente, e 0,74 e 0,50 para a

combinação ERA5_ERA5 nessas mesmas estações. A combinação do CHIRPS com a evapotranspiração potencial do INMET apresentou resultados satisfatórios quanto ao PBIAS, apenas com uma leve tendência a superestimar os valores tanto na estação chuvosa quanto na estação seca, com PBIAS de -6,61 e -0,80, respectivamente.

Tabela 7 – Métricas estatísticas das estimativas de recarga calculada através do BALSEQ com a combinação de dados observados ANA_ERA5, para as estações chuvosa e seca, a partir das combinações (a) ANA_ERA5, (b) CHIRPS_INMET, (c) CHIRPS_ERA5, (d) ERA5_INMET, e (e) ERA5_ERA5.

		ANA_ERA5	CHIRPS_INMET	CHIRPS_ERA5	ERA5_INMET	ERA5_ERA5
PBIAS	Estação Chuvosa	18,96	-6,61	47,61	57,77	76,11
	Estação Seca	61,67	-0,80	45,24	63,63	96,08
RMSE	Estação Chuvosa	38,04	18,73	85,69	105,34	135,94
	Estação Seca	6,24	3,99	4,81	8,06	10,46
r	Estação Chuvosa	0,98	0,91	0,89	0,62	0,74
	Estação Seca	1,00	0,96	0,99	0,83	0,50

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Segundo Beyene *et al.* (2024), uma representação espacial aprimorada da precipitação aumenta a precisão das estimativas espaciais de recarga. Os autores também afirmam que a representação espacial da evapotranspiração pode ter um impacto significativo nas estimativas de recarga a longo prazo.

No estudo de González-Ortigoza, Hernández-Espriú e Arciniega-Esparza, (2023), a caracterização da distribuição temporal e espacial da recarga de água subterrânea é feita a partir de informações de sensoriamento remoto e dados hidrológicos globais, como o CHIRPS. Os resultados demonstram que as estimativas de recarga usando esses dados apresentam padrões regionais e taxas semelhantes às aquelas observadas em áreas com alta densidade de estações climatológicas terrestres.

5 CONCLUSÕES

O presente estudo mostra o impacto que a combinação de dados de entrada de diferentes fontes provoca na precisão e acurácia das estimativas de recarga. A combinação com os dados de precipitação do ERA5 apresentou um desempenho consistentemente ruim, com alto viés, erro elevado e baixa correlação. A combinação ANA_ERA5 apresentou bons resultados, apesar da discrepância do ERA5 em relação aos dados do INMET, provavelmente devido à compensação da parcela de precipitação no balanço hídrico. A combinação CHIRPS_INMET tiveram um bom equilíbrio entre as métricas avaliadas, se mostrando uma boa alternativa de dados de entrada.

Assim, o CHIRPS demonstrou ser uma fonte de dados de precipitação satisfatória, exibindo uma boa capacidade para representar a variação espaço temporal da precipitação, sendo capaz de detectar a variação da recarga mesmo na estação seca.

Os resultados fornecem uma base valiosa para a tomada de decisões, especialmente em gestão integrada dos recursos hídricos, ajudando a desenvolver estratégias mais eficazes para a gestão sustentável dos recursos, beneficiando comunidades e o meio ambiente.

REFERÊNCIAS

ADHIKARI, R. K.; YILMAZ, A. G.; MAINALI, B.; DYSON, P.; IMTEAZ, M. A. **Methods of Groundwater Recharge Estimation under Climate Change: A ReviewSustainability (Switzerland)**MDPI, , 1 dez. 2022.

AHAMED, A.; KNIGHT, R.; ALAM, S.; MORPHEW, M.; SUSSKIND, T. Remote Sensing-Based Estimates of Changes in Stored Groundwater at Local Scales: Case Study for Two Groundwater Subbasins in California's Central Valley. **Remote Sensing**, v. 15, n. 8, 1 abr. 2023.

AHAMED, A.; KNIGHT, R.; ALAM, S.; PAULO, R.; MELTON, F. Assessing the utility of remote sensing data to accurately estimate changes in groundwater storage. **Science of the Total Environment**, v. 807, 10 fev. 2022.

AHMED, J. S.; BUIZZA, R.; DELL'ACQUA, M.; DEMISSIE, T.; PÈ, M. E. Evaluation of ERA5 and CHIRPS rainfall estimates against observations across Ethiopia. **Meteorology and Atmospheric Physics**, v. 136, n. 3, 1 maio 2024.

ALI, M.; MUBARAK, S. Approaches and Methods of Quantifying Natural Groundwater Recharge – A Review. **Asian Journal of Environment & Ecology**, v. 5, n. 1, p. 1–27, 10 jan. 2017.

AMARAL, F. E. DO; CIRILO, J. A.; NETO, A. R. Use of geoprocessing techniques in the optimization of the pipeline alignment of water supply systems with the use of a high definition database. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 381–391, 2020.

AYADI, Y.; MOKADEM, N.; KHELIFI, F.; KHALIL, R.; DHAWADI, L.; HAMED, Y. Groundwater potential recharge assessment in Southern Mediterranean basin using GIS and remote sensing tools: case of Khalled- Teboursouk basin, karst aquifer. **Applied Geomatics**, v. 16, n. 3, p. 677–693, 1 set. 2024.

AYEHU, G. T.; TADESSE, T.; GESSESSE, B.; DINKU, T. Validation of new satellite rainfall products over the Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. **Atmospheric Measurement Techniques**, v. 11, n. 4, p. 1921–1936, 6 abr. 2018.

BABAEI, M.; KETABCHI, H. Determining Groundwater Recharge Rate with a Distributed Model and Remote Sensing Techniques. **Water Resources Management**, v. 36, n. 14, p. 5401–5423, 1 nov. 2022.

BELAY, A. S. *et al.* Evaluation and application of multi-source satellite rainfall product CHIRPS to assess spatio-temporal rainfall variability on data-sparse western margins of Ethiopian highlands. **Remote Sensing**, v. 11, n. 22, 1 nov. 2019.

BELAY, A. S.; YENEHUN, A.; NIGATE, F.; TILAHUN, S. A.; DESSIE, M.; MOGES, M. M.; CHEN, M.; FENTIE, D.; ADGO, E.; NYSSSEN, J.; WALRAEVEENS, K. Estimation of spatially distributed groundwater recharge in data-scarce regions. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 56, 1 dez. 2024.

BEYENE, T. D.; ZIMALE, F. A.; GEBREKRISTOS, S. T.; NEDAW, D. Assessment of the impact of rainfall uncertainties on the groundwater recharge estimations of the Tikur-Wuha watershed, rift valley lakes basin, Ethiopia. **Heliyon**, v. 10, n. 2, 30 jan. 2024.

BIERKENS, M. F. P.; WADA, Y. Non-renewable groundwater use and groundwater depletion: A review. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 6, 29 maio 2019.

BRITO, G. L. M.; COUTINHO, A. P.; CABRAL, J. J. DA S. P.; SANTOS NETO, S. M. DOS; ANTONINO, A. C. D.; CIRILO, J. A.; BRAGA, R. A. P.; SILVA FILHO, S. L. DA. Characterization of the Capibaribe River Dry Bed with Ground Penetrating Radar (GPR). **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 23, n. e1, 2018.

BROCCA, L.; MASSARI, C.; PELLARIN, T.; FILIPPUCCI, P.; CIABATTA, L.; CAMICI, S.; KERR, Y. H.; FERNÁNDEZ-PRIETO, D. River flow prediction in data scarce regions: soil moisture integrated satellite rainfall products outperform rain gauge observations in West Africa. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 1 dez. 2020.

CAMARGO, R. DE A.; COUTO, E. DE A. DO; ALVES, L. G. S.; CALIJURI, M. L.; SILVA, M. D. F. M. E. Aplicação de modelo de balanço hídrico BALSEQ para

estimativa da infiltração profunda em região cárstica. **Revista Ambiente e Agua**, v. 6, n. 3, p. 303–317, 2011.

CAMBRAIA NETO, A. J.; RODRIGUES, L. N. Evaluation of groundwater recharge estimation methods in a watershed in the Brazilian Savannah. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, n. 6, 1 mar. 2020.

_____. Impact of land use and occupation on potential groundwater recharge in a Brazilian savannah watershed. **Water International**, v. 46, n. 3, p. 348–364, 2021.

CHACHADI, A. G.; CHAUDRI, B. S.; NARONHA, L.; LOBO FERREIRA, J. P. Estimation of Surface Run-off and Groundwater Recharge Using Daily Sequential Water Balance Model the “BALSEQ”: Application in Goa Mining Area. **Hydrology Journal**, v. 27, n. 1–2, 2004.

CIRILO, J. A.; VERÇOSA, L. F. DE M.; GOMES, M. M. DE A.; FEITOZA, M. A. B.; FERRAZ, G. DE F.; SILVA, B. DE M. Development and application of a rainfall-runoff model for semi-arid regions. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 25, p. 1–19, 2020.

COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S.; ALMEIDA, C. N.; SILVA, B. B.; OLIVEIRA, L. M.; GUSMÃO, A. C. V.; FREITAS, E. S.; MONTENEGRO, A. A. A. Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 1–15, 2017.

COSTA NETO, F. A. P. W. DA; SALGUEIRO, C. O. DE B.; MENEZES, R. B. G. G. DE; SANTOS, S. M. DOS; OLIVEIRA, L. M. M. DE. Análise de concordância dos dados de precipitação estimados por sensoriamento remoto em mesorregiões do estado de Pernambuco-Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 36, p. 452–477, 2025.

CPRM, S. G. DO B. **Mapa hidrogeológico do Brasil ao milionésimo: Nota técnica**. Recife: [s.n.].

DEGEFU, M. A.; BEWKET, W.; AMHA, Y. Evaluating performance of 20 global and quasi-global precipitation products in representing drought events in Ethiopia I: Visual and correlation analysis. **Weather and Climate Extremes**, v. 35, 1 mar. 2022.

DULLAART, J. C. M.; MUIS, S.; BLOEMENDAAL, N.; AERTS, J. C. J. H. Advancing global storm surge modelling using the new ERA5 climate reanalysis. **Climate Dynamics**, v. 54, n. 1–2, p. 1007–1021, 1 jan. 2020.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE AGROPECUÁRIA. **Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco**. Recife. Embrapa Solos, 2001.

FAMIGLIETTI, J. S. **The global groundwater crisis** Nature Climate Change Nature Publishing Group, , 5 nov. 2014.

FUNK, C.; PETERSON, P.; LANDSFELD, M.; PEDREROS, D.; VERDIN, J.; SHUKLA, S.; HUSAK, G.; ROWLAND, J.; HARRISON, L.; HOELL, A.; MICHAELSEN, J. The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes. **Scientific Data**, v. 2, 8 dez. 2015.

GEMITZI, A.; AJAMI, H.; RICHNOW, H. H. Developing empirical monthly groundwater recharge equations based on modeling and remote sensing data – Modeling future groundwater recharge to predict potential climate change impacts. **Journal of Hydrology**, v. 546, p. 1–13, 1 mar. 2017.

GONZÁLEZ-ORTIGOZA, S.; HERNÁNDEZ-ESPRIÚ, A.; ARCINIEGA-ESPARZA, S. Regional modeling of groundwater recharge in the Basin of Mexico: new insights from satellite observations and global data sources. **Hydrogeology Journal**, v. 31, n. 7, p. 1971–1990, 1 nov. 2023.

GORELICK, S. M.; ZHENG, C. Global change and the groundwater management challenge. **Water Resources Research**, p. 3031–3051, 1 maio 2015.

GRAAF, I. E. M. DE; GLEESON, T.; (RENS) VAN BEEK, L. P. H.; SUTANUDJAJA, E. H.; BIERKENS, M. F. P. Environmental flow limits to global groundwater pumping. **Nature**, v. 574, n. 7776, p. 90–94, 3 out. 2019.

HERSBACH, H. *et al.* The ERA5 global reanalysis. **Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society**, v. 146, n. 730, p. 1999–2049, 1 jul. 2020.

HIDAYAT, D. P. A.; DARSONO, S. L. W.; FARID, M. MODELLING OF POTENTIAL RECHARGE ZONE USING GEOGRAPHICAL INFORMATION SYSTEM BASED ON INDONESIA REGULATION AND WATER BALANCE MODEL. **International Journal of GEOMATE**, v. 20, n. 79, p. 147–154, 1 mar. 2021.

HU, K.; AWANGE, J. L.; KHANDU; FOROOTAN, E.; GONCALVES, R. M.; FLEMING, K. Hydrogeological characterisation of groundwater over Brazil using remotely sensed and model products. **Science of the Total Environment**, v. 599–600, p. 372–386, 2017.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022: Resultados Preliminares da Amostra**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

JASECHKO, S.; PERRONE, D. Global groundwater wells at risk of running dry. **Science**, v. 372, n. 6540, p. 418–421, 2021.

JEON, J. H.; LIM, K. J.; ENGEL, B. A. Regional calibration of SCS-CN L-THIA model: Application for ungauged basins. **Water (Switzerland)**, v. 6, n. 5, p. 1339–1359, 2014.

JIMÉNEZ-MARTÍNEZ, J.; LONGUEVERGNE, L.; BORGNE, T. LE; DAVY, P.; RUSSIAN, A.; BOUR, O. Temporal and spatial scaling of hydraulic response to recharge in fractured aquifers: Insights from a frequency domain analysis. **Water Resources Research**, v. 49, n. 5, p. 3007–3023, 1 maio 2013.

KARIMI, M.; VICENTE-SERRANO, S. M.; REIG, F.; SHAHEDI, K.; RAZIEI, T.; MIRYAGHOUBZADEH, M. Recent trends in atmospheric evaporative demand in Southwest Iran: implications for change in drought severity. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 142, n. 3–4, p. 945–958, 1 nov. 2020.

KUMAR, P. J. S.; SCHNEIDER, M.; ELANGO, L. **The state-of-the-art estimation of groundwater recharge and water balance with a special emphasis on India: A critical review Sustainability (Switzerland)** MDPI, , 1 jan. 2022.

LEITÃO, T. *et al.* **Estudos sobre a Disponibilidade e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Região Metropolitana do Recife**. Recife: [s.n.].

LOBO FERREIRA, J. P. Mathematical model for the evaluation of the recharge of aquifers in semiarid regions with Scarce (Lack) hydrogeological data. **EUROPEAN MECHANICS COLLOQUIUM - EUROMECH**, v. 143, 1981.

MARTINS, T. N.; OLIVEIRA, M. M.; PORTELA, M. M.; LEITÃO, T. E. Sensitivity analysis of a simplified precipitation-runoff model to estimate water availability in Southern Portuguese watersheds. **Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater**, v. 10, n. 2, p. 33–47, 2021.

MARTINS, T. N.; OLIVEIRA, M. M.; PORTELA, M. M.; LEITÃO, T. E. Assessing climate change impacts on water availability in southern Portugal using a daily sequential soil-water budget model. **Journal of Water and Climate Change**, v. 15, n. 7, p. 2899–2917, 1 jul. 2024.

MARTOS-ROSILLO, S.; GONZÁLEZ-RAMÓN, A.; JIMÉNEZ-GAVILÁN, P.; ANDREO, B.; DURÁN, J. J.; MANCERA, E. Review on groundwater recharge in carbonate aquifers from SW Mediterranean (Betic Cordillera, S Spain). **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 12, p. 7571–7581, 1 dez. 2015.

MORIASI, D. N.; ARNOLD, J. G.; LIEW, M. W. VAN; BINGNER, R. L.; HARMEL, R. D.; VEITH, T. L. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. **Transactions of the ASABE**, v. 50, n. 3, p. 885–900, 2007.

NAPOLI, C. DI; BARNARD, C.; PRUDHOMME, C.; CLOKE, H. L.; PAPPENBERGER, F. ERA5-HEAT: A global gridded historical dataset of human thermal comfort indices from climate reanalysis. **Geoscience Data Journal**, v. 8, n. 1, p. 2–10, 1 jun. 2021.

NOBRE, B. V. B.; CIRILO, J. A. Hydrological modeling applied to water synergy evaluation in Castanhão Reservoir, Ceará, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 197, n. 1, 1 jan. 2025.

PERH-PE. **TOMO I-DIAGNÓSTICOS VOLUME 3-RECURSOS HÍDRICOS** Plano Estadual de Recursos Hídricos de Pernambuco, 2022.

PERKINS, K. S.; NIMMO, J. R.; MEDEIROS, A. C.; SZUTU, D. J.; ALLMEN, E. VON. Assessing effects of native forest restoration on soil moisture dynamics and potential aquifer recharge, Auwahi, Maui. **Ecohydrology**, v. 7, n. 5, p. 1437–1451, 1 out. 2014.

PONTES, L. M.; COELHO, G.; MELLO, C. R. DE; SILVA, A. M. DA; OLIVEIRA, G. C. DE. Análise de sensibilidade e avaliação da estrutura do modelo BALSEQ em condições distintas de clima, solo e vegetação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 46–54, 2015.

RASHID, M.; AHMED, S. Appraisal of the groundwater balance components from multi-remote sensing datasets in a semi-arid region. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 11, 1 nov. 2018.

SCANLON, B. R.; KEESE, K. E.; FLINT, A. L.; FLINT, L. E.; GAYE, C. B.; EDMUNDS, W. M.; SIMMERS, I. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 15, p. 3335–3370, 15 out. 2006.

SCS - SOIL CONSERVATION SERVICE. Section 4: Hydrology. *Em*: **National Engineering Handbook**. [s.l: s.n.]. p. 127.

SENAY, G. B.; KAGONE, S.; VELPURI, N. M. Operational global actual evapotranspiration: Development, evaluation, and dissemination. **Sensors (Switzerland)**, v. 20, n. 7, 1 abr. 2020.

SIEBERT, S.; BURKE, J.; FAURES, J. M.; FRENKEN, K.; HOOGEVEEN, J.; DÖLL, P.; PORTMANN, F. T. Groundwater use for irrigation - A global inventory. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 14, n. 10, p. 1863–1880, 2010.

SILBERSTEIN, R. P.; DAWES, W. R.; BASTOW, T. P.; BYRNE, J.; SMART, N. F. Evaluation of changes in post-fire recharge under native woodland using hydrological measurements, modelling and remote sensing. **Journal of Hydrology**, v. 489, p. 1–15, 10 maio 2013.

SILVA, E. C. DA. **VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA PLUVIOSIDADE DA REGIÃO METROPOLITANA DE RECIFE**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2018.

SILVA, M. C. DE O.; VASCONCELOS, R. S.; CIRILO, J. A. Risk Mapping of Water Supply and Sanitary Sewage Systems in a City in the Brazilian Semi-Arid Region Using GIS-MCDA. **Water (Switzerland)**, v. 14, n. 20, 1 out. 2022.

SINGH, A.; PANDA, S. N.; UZOKWE, V. N. E.; KRAUSE, P. **An assessment of groundwater recharge estimation techniques for sustainable resource management**Groundwater for Sustainable DevelopmentElsevier B.V., , 1 out. 2019.

SMERDON, B. D. **A synopsis of climate change effects on groundwater recharge**Journal of HydrologyElsevier B.V., , 1 dez. 2017.

SOUZA, C. A. DE; REBOITA, M. S. Intensidade do vento de dois ciclones tropicais obtida por diferentes conjuntos de dados. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 1, p. 67–075, 2020.

SOUZA, E. DE; PONTES, L. M.; FERNANDES FILHO, E. I.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SANTOS, E. E. DOS. Spatial and temporal potential groundwater recharge: The case of the doce river basin, Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 43, 2019.

TIAN, Y.; PETERS-LIDARD, C. D. A global map of uncertainties in satellite-based precipitation measurements. **Geophysical Research Letters**, v. 37, n. 24, 1 dez. 2010.

TRABELSI, R.; ABIDA, H. Wetland water balance estimation in an arid region using remote sensing technology and hydrological modelling. **Hydrological Sciences Journal**, v. 69, n. 7, p. 905–922, 2024.

ULLAH, I.; MA, X.; YIN, J.; ASFAW, T. G.; AZAM, K.; SYED, S.; LIU, M.; ARSHAD, M.; SHAHZAMAN, M. Evaluating the meteorological drought characteristics over Pakistan using in situ observations and reanalysis products. **International Journal of Climatology**, v. 41, n. 9, p. 4437–4459, 1 jul. 2021.

VIRÃES, M. V.; CIRILO, J. A. Regionalization of hydrological model parameters for the semi-arid region of the northeast Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, 2019.

YANG, X.; DAI, C.; LIU, G.; LI, C. Research on the Jiamusi Area's Shallow Groundwater Recharge Using Remote Sensing and the SWAT Model. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 14, n. 16, 1 ago. 2024.

YENEHUN, A.; NIGATE, F.; BELAY, A. S.; DESTA, M. T.; CAMP, M. VAN; WALRAEVEENS, K. Groundwater recharge and water table response to changing conditions for aquifers at different physiography: The case of a semi-humid river catchment, northwestern highlands of Ethiopia. **Science of the Total Environment**, v. 748, 15 dez. 2020.

5 ARTIGO 4 – ESTIMATIVAS DE BALANÇO HÍDRICO E REBAIXAMENTO DE NÍVEIS PIEZOMÉTRICOS A PARTIR DE MODELAGEM NÚMERICA E DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO NA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE – PERNAMBUCO

Esse capítulo da tese resultou no artigo científico ***“Water Balance Estimates and Piezometric Level Lowering Based on Numerical Modeling and Remote Sensing Data in the Recife Metropolitan Region—Pernambuco (Brazil)”***, publicado no periódico acadêmico *Water*, com autoria de Thaise Suanne Guimarães Ferreira e José Almir Cirilo.

Resumo – A definição mais precisa da dinâmica das águas subterrâneas é uma questão de urgência para a elaboração de planos confiáveis que possam auxiliar na gestão sustentável desses recursos. A combinação de dados de entrada de sensoriamento remoto com modelos de fluxo subterrâneo surge como ferramenta capaz de representar essa dinâmica e simular condições importantes para elaboração de planos de exploração adequados das águas subterrâneas. O uso dessas tecnologias permite uma análise mais detalhada e precisa das interações entre os diferentes fatores que influenciam o comportamento dos aquíferos, como a variabilidade climática e a pressão antrópica sobre os recursos hídricos. Dessa forma, o objetivo do presente estudo é a elaboração de um modelo numérico de fluxo subterrâneo dos aquíferos da Região Metropolitana do Recife, em Pernambuco, para avaliar a dinâmica dessas águas e os rebaixamentos de nível piezométrico ocorridos entre os anos de 2004 e 2023. A plataforma Freewat, que utiliza o código Modflow-2005, foi utilizada para a simulação da área de estudo. Os resultados mostraram a entrada de água do mar em algumas formações e rebaixamentos que chegam a mais de 100 m em alguns pontos, o que indica a necessidade urgente de estratégias de manejo para mitigar a salinização e preservar a qualidade dos recursos hídricos subterrâneos da região.

Palavras-chave: rebaixamento de aquíferos; água subterrânea; FREEWAT.

1 INTRODUÇÃO

Os aquíferos são caracterizados como um extenso reservatório de água subterrânea, já que, de toda água doce existente na Terra, cerca de 68,5% está armazenada nas geleiras, enquanto a maior parte dos 31,5% restantes é estimada como estando armazenada como água subterrânea (Stephens *et al.*, 2020). Sendo assim, a água subterrânea tem o potencial de oferecer à sociedade enormes benefícios sociais, econômicos e ambientais, incluindo a adaptação às mudanças climáticas (UNESCO, 2022).

A água subterrânea é fonte de 1/3 de todas as retiradas de água doce e fornece cerca de 36%, 42% e 27% da água para fins domésticos, agricultura e indústria, respectivamente (Taylor *et al.*, 2013). Estima-se que nos últimos 50 anos, a taxa de extração de água subterrânea, à nível global, tenha pelo menos triplicado e esteja aumentando anualmente a uma taxa entre 1% e 2% (Amore, 2012). Diante da demanda crescente por alimentos, espera-se que a porcentagem de áreas agrícolas irrigadas por águas subterrâneas aumente ao longo dos anos (Graaf *et al.*, 2019; Lawford *et al.*, 2013; Postel, 2000). Além disso, os avanços científicos na agricultura levaram ao aumento da produtividade e da produção agrícola (Wei *et al.*, 2010), o que leva a um maior consumo dos recursos hídricos subterrâneos.

E como em qualquer outro recurso, o aumento da exploração pode levar aos mais variados problemas. O uso excessivo de águas subterrâneas tem levado a uma diminuição significativa dos níveis dos aquíferos, resultando em diversos problemas e conflitos relacionados à água que colocam em risco a sustentabilidade dessas fontes hídricas (Valdés-Pineda *et al.*, 2014; Bauer, 2015). A intrusão salina em aquíferos costeiros é outra grande consequência da superexploração. Segundo Carrera *et al.* (2010), a progressão da intrusão salina é sensível a topográfica costeira e a gestão hídrica, a heterogeneidade geológica dos aquíferos, a distribuição inicial de sais, e a elevação relativa do nível do mar. Dessa forma, o rebaixamento dos níveis dos aquíferos profundos podem aumentar os movimentos das fontes salinas de camada superiores para inferiores (Delsman *et al.*, 2014; Nofal *et al.*, 2015; Chatton *et al.*, 2016; Meyer, Engesgaard e Sonnenborg, 2019). Segundo o IPCC (2019), o nível médio global do mar aumentou de 1.4 mm por ano no período de 1901-1990 para 3,2 mm por ano no período de 1993-2015. Wassef e Schüttrumpf (2016) elaboraram cenários para avaliar os impactos do aumento do nível da água no Mar Mediterrâneo

e da extração de águas subterrâneas na salinidade do aquífero na área do Delta do Nilo, no Egito. Os resultados mostraram que, nos cenários onde a taxa de extração é relativamente baixa, o principal fator de salinização das águas subterrâneas é o aumento do nível do mar, e nos cenários onde o fator principal é a taxa de extração a salinidade das águas subterrâneas variam de 100 a 5000 mg/L, chegando a afetar cerca de 10% da área de estudo, que possui cerca de 12000 km².

A subsidência do solo é mais um efeito adverso da superexploração da água subterrânea. Muitos estudos retrataram a situação das áreas que sofrem com a incidência desse fenômeno, como o trabalho de Ehteshami, Salari e Zaresefat (2016), na Bacia de Damghan, no Irã, que mostrou que o nível médio do lençol freático na bacia reduziu em 5,88 m entre 2000 e 2010, apresentando uma taxa de subsidência do solo de aproximadamente 0,58 m por ano, principalmente devido à superexploração. Na cidade de Changzhou, na China, foi identificado um rebaixamento máximo de até 18 m entre 1960 e 2002 e uma área afetada de mais de 2000 km² (Wang *et al.*, 2009). Um estudo semelhante também indicou subsidência induzida pela extração de águas subterrâneas, com um valor médio de 0,018 m por ano entre 1991 e 2016 no Delta do Mekong, no Vietnã (Dinh *et al.*, 2019).

É uma questão de extrema urgência definir a dinâmica das águas subterrâneas para produzir planos confiáveis para a gestão sustentável desse recurso em termos de sua quantidade e qualidade (Chrysanthopoulos *et al.*, 2024). Essa dinâmica pode ser representada através de modelos, que buscam reproduzir, de maneira simplificada, o que ocorre na natureza das águas subterrâneas.

Modelos numéricos são uma representação simplificada do funcionamento de um sistema real de água subterrânea, com equações matemáticas resolvidas por um programa de computador (Reilly e Harbaugh, 2004; Harbaugh, 2005). Eles podem fornecer aos gestores uma estrutura poderosa com base em propriedades físicas para avaliar sistemas hidrológicos complexos, que podem ser difíceis ou impossíveis de representar analiticamente (Anderson, Woessner e Hunt, 2015).

Ao estimar as condições reais de sistemas aquíferos, a modelagem pode ser usada para determinar quantitativamente as condições de água subterrânea e simular cenários futuros, gerando informações úteis para a elaboração de planos de gestão. Várias pesquisas tem mostrado o potencial de aplicação de modelos numéricos na gestão dos recursos hídricos subterrâneos (Rossetto *et al.*, 2018; Bittner *et al.*, 2020; Menichini e Doveri, 2020; Gropius *et al.*, 2022; Ketemaw *et al.*, 2021)

A modelagem de águas subterrâneas envolve uma série de etapas, a primeira delas sendo a definição do modelo conceitual. A construção de modelos conceituais é um esforço inicial efetivo, podendo os modelos serem transformados em modelos numéricos de água subterrânea (Francés *et al.*, 2014; Viguier *et al.*, 2018; Bayanzul *et al.*, 2019).

Modelos de água subterrânea requerem conjuntos de dados espacialmente contínuos e consistentes das propriedades hidrogeológicas que controlam o movimento da água através do subsolo (Condon *et al.*, 2021). Sob essa perspectiva, a influência da heterogeneidade na modelagem numérica de aquíferos é um aspecto crucial. A variabilidade espacial da condutividade hidráulica, por exemplo, impõe desafios significativos à modelagem numérica dos aquíferos, sendo essencial a consideração da estrutura heterogênea do meio para previsões mais acuradas (Severino, Fallico e Brunetti, 2024). No entanto, segundo relatório do IPCC (2022) as limitações na cobertura espaço-temporal das redes de monitoramento de águas subterrâneas, de dados de exploração e de dados que permitam representar numericamente os processos de recarga de água subterrânea continuam a restringir a compreensão desses sistemas. Logo, a eficácia de tais modelos é frequentemente comprometida pela escassez de dados, incertezas nas estruturas conceituais e parametrização mal restrita (Doherty e Simmons, 2013).

Nesse sentido, o avanço do sensoriamento remoto nos últimos anos, com novas tecnologias e técnicas, possibilitou a ampla disponibilidade de informações para diferentes usuários para gestão de recursos naturais (Liang e Wang, 2019). Para a hidrogeologia, esse crescimento significa uma oportunidade tecnológica única para suprir as necessidades de dados melhor distribuídos no espaço e tempo para a modelagem numérica de água subterrânea.

Geoprocessamento e sensoriamento remoto tem sido ferramentas essenciais para os estudos sobre os recursos hídricos. Ora esse uso é associado a técnicas de modelagem do ciclo hidrológico (Virões e Cirilo, 2019; Cirilo *et al.*, 2020; Gomes *et al.*, 2021; Nobre e Cirilo, 2025), onde o processo de fluxo de água no solo também é simulado, outras vezes para o planejamento do uso dos recursos hídricos de forma mais ampla (Lins *et al.*, 2018; Lima Neto *et al.*, 2020; Amaral, Cirilo e Neto, 2020; Ribeiro *et al.*, 2020; Cirilo *et al.*, 2021; Oliveira, Silva, e Cirilo, 2023; Silva, Vasconcelos e Cirilo, 2022; Souza *et al.*, 2023). No que se refere diretamente às águas subterrâneas, um dos dados essenciais para a modelagem é a taxa de recarga do

aquífero. Determinar a recarga é um desafio considerável, já que não pode ser medida diretamente e é fortemente afetada por imprecisões, suposições inadequadas e falta de dados confiáveis e contínuos, espacial e temporalmente, para estima-la (Martos-Rosillo *et al.*, 2015; Adhikari *et al.*, 2022; Kumar, Schneider e Elango, 2022). A estimativa da recarga é comumente realizada através de métodos baseados no balanço hídrico de forma direta (Szilagyi e Jozsa, 2013; Coelho *et al.*, 2017; Silva, Manzione e Albuquerque Filho, 2019; Barbosa *et al.*, 2022; Yang *et al.*, 2024) ou através de modelos hidrológicos que calculam o balanço (Githui, Selle e Thayalakumaran, 2012; Knoche *et al.*, 2014; Gemitzi, Ajami e Richnow, 2017; Fallatah *et al.*, 2019; González-Ortigoza, Hernández-Espriú e Arciniega-Esparza, 2023).

Algumas das componentes do balanço hídrico, como precipitação e evapotranspiração, podem ser obtidas através de produtos de sensoriamento remoto e utilizadas para estimar a recarga em estudos de modelagem das águas subterrâneas. (González-Ortigoza, Hernández-Espriú e Arciniega-Esparza, 2023) utilizaram dados de precipitação do CHIRPS e outros conjuntos de dados globais de solo e temperatura no modelo *Soil-Water-Balance* (SWB), alcançando resultados consistentes com os obtidos a partir de dados observados, mostrando que o sensoriamento remoto pode ser usado com sucesso para modelagem de áreas com dados limitados. El-Hadidy e Morsy (2022) utilizaram modelagem combinando os resultados com dados de sensoriamento remoto para produzir mapa de potencialidade de águas subterrâneas na região do Vale do Nilo. Belay *et al.* (2024) aplicaram o modelo distribuído *WetSpass* com uma base de dados espaciais do CHIRPS, para precipitação, e *TerraClimate*, para evapotranspiração, comparando os resultados obtidos de recarga com metodologias tradicionais baseadas em dados medidos. Os autores encontraram uma correlação de 72% entre as estimativas baseadas em dados de sensoriamento e baseadas em dados medidos, indicando que o uso de dados de sensoriamento remoto é uma opção viável para esse tipo de estudo.

Evidentemente, a integração entre a escala de investigação e a escala dos produtos de sensoriamento remoto são determinantes para que os dados utilizados no modelo sejam representativos da variabilidade espacial do meio poroso. Em escalas menores, a heterogeneidade do meio poroso é mais evidente, enquanto em escalas maiores, há uma tendência à homogeneização aparente dos parâmetros hidráulicos (Brunetti *et al.*, 2024).

O MODFLOW é um dos softwares mais utilizados para simulação do fluxo de água subterrânea, com estrutura modular que permite sua integração a outros modelos para representar processos hidrogeológicos complexos, como transporte de contaminantes, intrusão salina e mudanças climáticas. A integração com sistemas de informação geográfica (SIG) tem potencializado esses modelos ao facilitar o gerenciamento de grandes volumes de dados espaciais (Koltsida e Kallioras, 2019). Nesse contexto, destaca-se o FREEWAT, uma plataforma de domínio público baseada no MODFLOW e integrada ao QGIS, desenvolvida para simular processos hidrológicos e apoiar a gestão de recursos hídricos (Filippis *et al.*, 2017). Apesar de recente, o FREEWAT já tem sido aplicado com sucesso em estudos voltados à gestão de aquíferos costeiros, interação entre águas subterrâneas e superficiais e análise de impactos das mudanças climáticas (Filippis *et al.*, 2020; Menichini e Doveri, 2020; Chrysanthopoulos *et al.*, 2024).

Em Pernambuco, os depósitos subterrâneos de água estão concentrados em áreas de bacias sedimentares, abrangendo apenas 13,6% do território (APAC, 2021). Essa limitada extensão resulta em um potencial hidrogeológico relativamente baixo para o estado. Dentre as regiões, a maior exploração dos recursos subterrâneos ocorre na Região Metropolitana do Recife (RMR), no litoral do estado.

Historicamente, o abastecimento público de água da RMR depende principalmente da água superficial e de barragens (Chatton *et al.*, 2016). Porém, os sistemas aquíferos na RMR são uma fonte importante fonte de água potável para uma das maiores regiões metropolitanas do Brasil. Estima-se que o serviço de abastecimento fornecido pelos aquíferos representem cerca de 18% da demanda total na região (Cabral *et al.*, 1999). A perfuração de poços começou na década de 1970 e se intensificou entre 1993 e 1998, quando RMR foi submetida a um longo período de racionamento de água devido a uma severa seca (Luna *et al.*, 2017). Taxas excessivas de bombeamento podem impedir que o aquífero atinja uma nova condição de equilíbrio, levando ao esgotamento contínuo do armazenamento de água subterrânea (Louwyck *et al.*, 2023). De acordo com a APAC (2021), cerca de 68% dos poços registrados em todo o estado estão na RMR.

Assim, através da aplicação da modelagem com o Freewat na RMR, os objetivos desse estudo são: apresentar o uso de produtos de sensoriamento remoto utilizados em conjunto com dados de monitoramento in-situ como fontes para estimativa de dados de entrada para um modelo numérico distribuído; caracterizar a

dinâmica espaço-temporal dos fluxos de água de um sistema aquífero costeiro multicamada; fornecer uma estimativa quantitativa do balanço hídrico de tal sistema, avaliando seus recursos hídricos subterrâneos; e avaliar as estimativas de rebaixamento das águas subterrâneas na área de estudo.

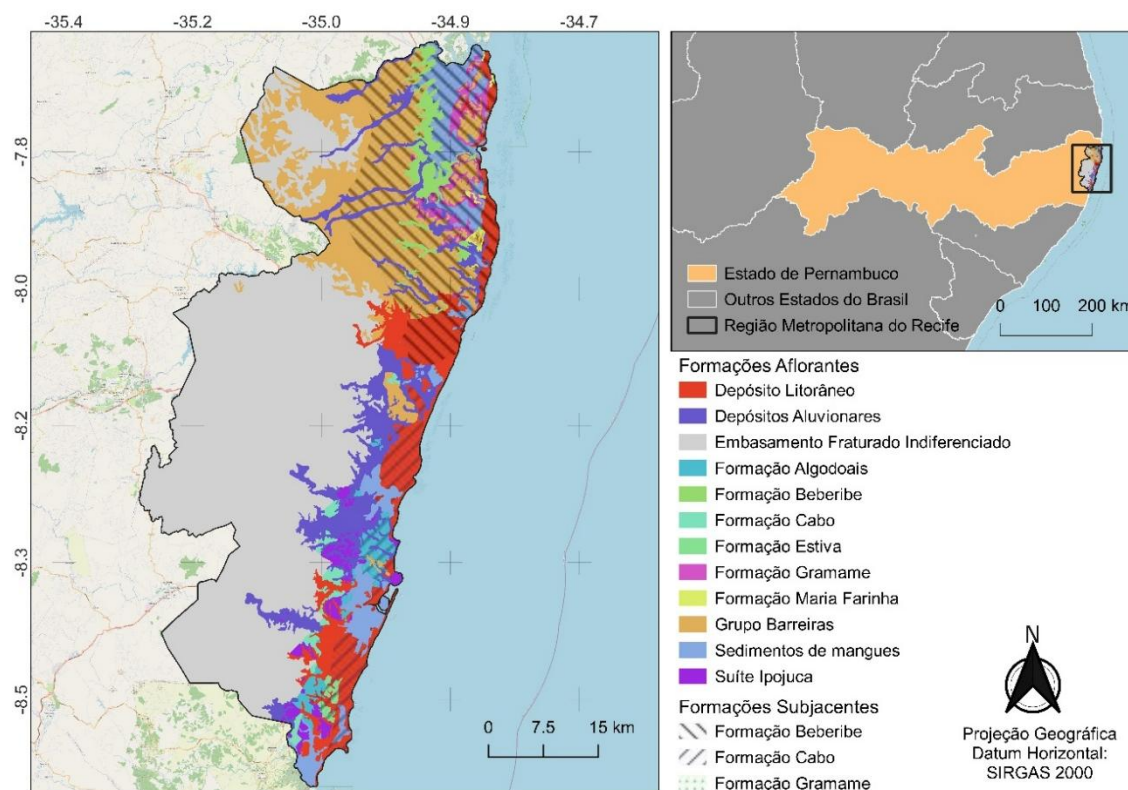
2 MATERIAIS E MÉTODO

2. 1 Caracterização geológica e hidrogeológica da área de estudo

A RMR fica localizada no estado de Pernambuco, cobrindo uma área de 2.761,45 km². Composto por 14 municípios, a população da RMR é de aproximadamente 3,7 milhões de habitantes (IBGE, 2022). Do ponto de vista geológico, a RMR pode ser subdividida em quatro domínios principais: (1) na área Norte, a Bacia Paraíba; (2) na área Sul, a Bacia Pernambuco; (3) na área central, o Domínio da Planície do Recife; e (4) na área oeste, o Embasamento Cristalino. O Lineamento Pernambuco (LPE) constitui o limite entre as duas bacias sedimentares costeiras Paraíba e Pernambuco, sendo a principal estrutura geológica da RMR.

A Bacia Paraíba é majoritariamente composta pela Formação Beberibe, enquanto a Bacia Pernambuco consiste principalmente da Formação Cabo (Coelho *et al.*, 2018). As duas bacias são constituídas principalmente por sedimentos siliciclásticos cretáceos originados da erosão e do embasamento regional (Cary *et al.*, 2015). As formações aquíferas da RMR são mostradas na Figura 1.

Figura 1 – Formações aquíferas presentes na Região Metropolitana do Recife (RMR).



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Ao todo, Bacia Paraíba é constituída pelas formações: Beberibe, Gramame, Maria Farinha, Barreiras e Coberturas Quaternárias. A Formação Beberibe possui uma espessura média de 180 m, com valores máximos que podem atingir mais de 211 m na zona litorânea entre Olinda e Itamaracá (Lopes, 2012). Junto com a Formação Barreiras e Coberturas Quaternárias, forma aquíferos intersticiais, como o aquífero Beberibe.

Na zona norte da RMR, a Formação Barreiras constitui um aquífero importante, ocupando mais de 50 % da área, caracterizado por uma sequência aquífera freática, com níveis confinados em profundidade (Leitão *et al.*, 2017). De acordo com Pfaltzgraff *et al.* (2003), quando recoberta pelo embasamento cristalino é uma formação pouco explorada, sendo a exploração feita sobretudo por poços rasos e poços amazonas. Porém, o aquífero Barreiras é um importante zona de recarga do aquífero Beberibe, que ocorre preferencialmente ao longo dos bolsões arenosos de permeabilidade elevada (Leitão *et al.*, 2017).

O Beberibe é o principal aquífero da RMR, sendo explorado para abastecimento domiciliário e empresas de água mineral (Leitão *et al.*, 2017). Limitado

na sua base pelo substrato impermeável do embasamento cristalino e no topo pelos calcários das Formações Gramame e Maria Farinha ou pelos sedimentos areno-argilosos do Grupo Barreiras, tem uma espessura média de 180 m mas que aumenta em direção ao litoral, podendo atingir mais de 320 m na faixa costeira dos municípios de Olinda a Paulista (Pfaltzgraff *et al.*, 2003). O aumento crescente da exploração deste aquífero levou a condições de sobreexploração em algumas áreas, com rebaixamentos do nível de água de algumas dezenas de metros e consequente alteração local do fluxo que, nessas zonas, se passa a realizar em direção às áreas potenciometricamente mais deprimidas (Leitão *et al.*, 2017).

A Formação Gramame e Maria Farinha são compostas por litótipos calcários, constituindo um aquífero cárstico-fissural com águas de fraca qualidade devido à sua excessiva dureza, que as tornam imprestáveis para consumo humano e outros usos, pelo que poucos são os poços que captam águas destas formações (Leitão *et al.*, 2017).

A Bacia Pernambuco abrange as Formações Cabo, Estiva e Algodoads, pelas rochas da Formação Ipojuca que são parcialmente cobertas pelo Grupo Barreiras, e pelas Coberturas Quaternárias, que ocupam áreas mais extensas. A Formação Cabo, Algodoads, o Grupo Barreiras e as Coberturas Quaternárias, dada a sua natureza arenosa e areno-argilosa, dão origem a aquíferos intersticiais (Leitão *et al.*, 2017). As formações Estiva, de natureza calcária-silto-argilosa, e Ipojuca, constituída de vulcanitos, são caracterizadas por produtividades muito baixas ou nulas pelo que o seu interesse como aquífero explotável é irrelevante (Leitão *et al.*, 2017).

O aquífero Cabo é o principal aquífero da Bacia Pernambuco. Possui áreas de funcionamento livre e áreas de funcionamento confinado, sendo explotado em profundidade até o limite com o substrato impermeável dos derrames basálticos da Formação Ipojuca ou das unidades graníticas do embasamento cristalino (Leitão *et al.*, 2017). Apesar de sua baixa permeabilidade registrada na zona litoral sul, o aquífero Cabo apresenta problemas de sobreexploração, já que muitos poços foram construídos para abastecer condomínios residenciais nos bairros do Pina, Boa Viagem e Setúbal, no Recife, e Piedade e Candeias, em Jaboatão dos Guararapes, causando contaminação dos poços por águas salinizadas (Costa *et al.*, 1998).

O Embasamento Cristalino é composto por litótipos dos complexos gnáissico-migmatíticos, Belém do São Francisco e Vertentes, além de diversos granitoides, que podem aflorar ou estar recobertos pelos depósitos das bacias sedimentares

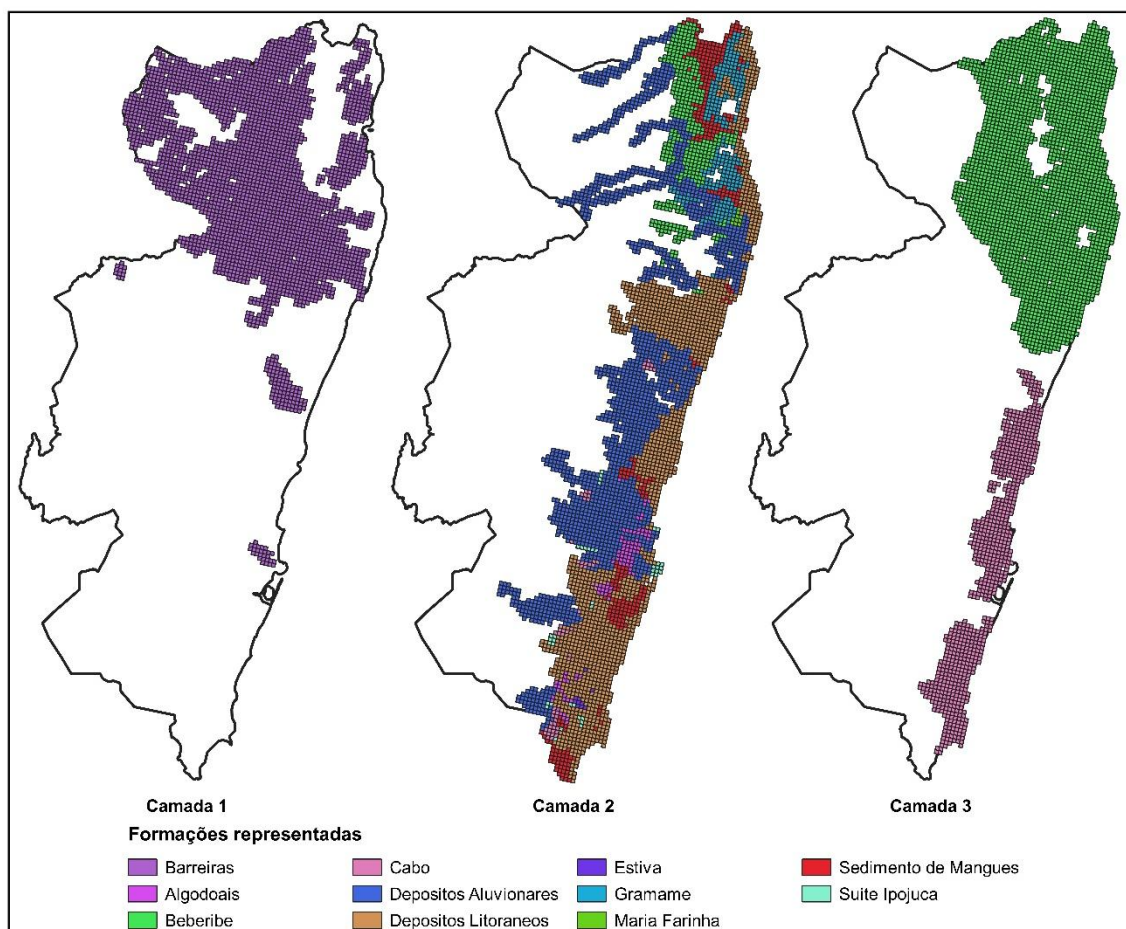
mencionadas (Lopes, 2012). O Embasamento Cristalino é composto por litótipos dos complexos gnáissico-migmatíticos, Belém do São Francisco e Vertentes, além de diversos granitoides, que podem aflorar ou estar recobertos pelos depósitos das bacias sedimentares mencionadas (Lopes, 2012).

A Planície do Recife é constituída por sedimentos, com espessura variando entre 50 e 90 m, de origem continental ou marinha que se sobrepõem aos sedimentos cretáceos e terciários de outras duas bacias sedimentares que ocorrem na área. Costa, Santos e Costa Filho (1994) denominam esses sedimentos em subsuperfície de Aquífero Boa Viagem. Embora sejam bons armazenadores de águas subterrâneas à nível local, a importância do aquífero fica comprometida em razão da sua vulnerabilidade à contaminação por águas salinizadas e/ou poluídas (Lopes, 2012).

2.2 Modelo conceitual

A definição de um modelo conceitual tem por objetivo definir e compreender as condições hidrogeológicas e o funcionamento hidrodinâmico da área de estudo. No presente trabalho, adaptou-se o modelo conceitual elaborado por Leitão *et al.* (2017). As formações hidrogeológicas foram discretizadas em três camadas, como mostrado na Figura 2. Na primeira camada têm-se a representação da formação Barreiras. Na segunda, são representadas as formações Quaternárias (Depósitos Aluvionares, Depósitos Litorâneos, e Sedimentos de Mangue), Gramame, Algodoads, Estiva, Maria Farinha e Ipojuca, além do Cabo e Beberibe quando aflorantes. Na terceira, são representadas as formações Beberibe e Cabo quando subjacentes. A principal área de descarga dos sistemas é o oceano, fundamental para o funcionamento das formações aquíferas, e simulado como uma das condições de contorno do modelo.

Figura 2 – Camadas e as respectivas formações representadas no modelo numérico.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

2.3 Modelo numérico

Os modelos numéricos usam uma equação governante de fluxo derivada dos dois princípios básicos: a lei da conservação de massa e a lei de Darcy. De acordo com ambas as leis, o fluxo de água subterrânea em três dimensões pode ser descrito pela seguinte equação diferencial parcial:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} - W \quad (1)$$

Onde h é a carga total; K_x , K_y , K_z são os componentes principais do tensor da condutividade hidráulica; S_s é o coeficiente de armazenamento específico; e W representa fontes ou sumidouros de água dentro do aquífero.

É a partir dessa derivação que são calculadas as cargas hidráulicas nas áreas de interesse. Diferente das soluções analíticas, a solução numérica não é contínua no espaço ou no tempo. A carga hidráulica é calculada em pontos discretos, chamados nós, no espaço e para intervalos de tempo especificados. Através desses modelos podemos resolver problemas com um alto nível de complexidade.

O MODFLOW é um código computacional desenvolvido para modelagem tridimensional do fluxo de água subterrânea por meios porosos (McDonald e Harbaugh, 1988). A primeira versão do MODFLOW foi desenvolvida pelo *United States Geological Survey* (USGS) (McDonald e Harbaugh, 1984) e desde então o código vem sendo atualizado com novos parâmetros e funcionalidades, sendo amplamente utilizado ao redor do globo. A modelagem numérica desenvolvida com o código MODFLOW-2005 utiliza o método das diferenças finitas para simular fluxo em três dimensões (Harbaugh, 2005). No método das diferenças finitas, o sistema descrito na Equação (1) é substituído por um conjunto finito de pontos discretos no espaço e tempo, e as derivadas parciais substituídas por termos calculados a partir das diferenças nos valores de carga hidráulica nos pontos (Harbaugh, 2005).

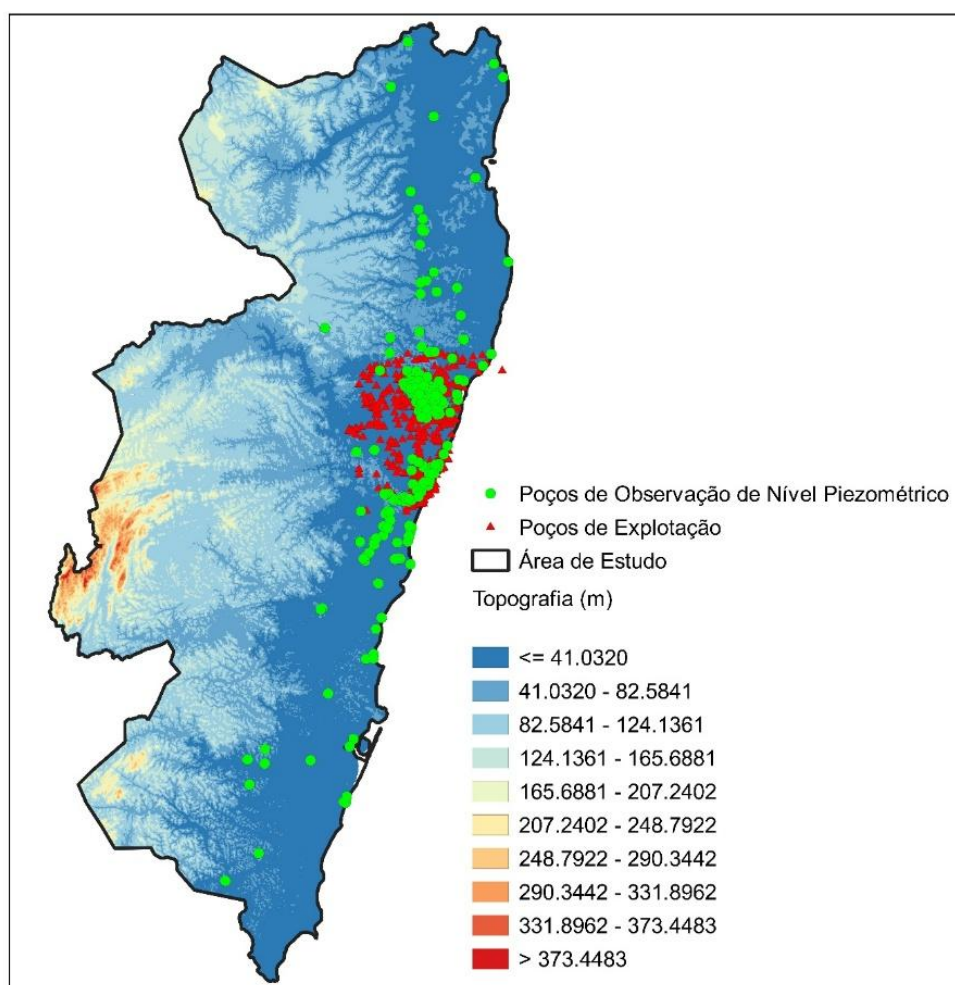
O Freewat é um *plugin* gratuito e de código aberto disponível no *software* QGIS, desenvolvido através de parceria de desenvolvedores de países europeus, utilizando recursos do programa de Pesquisa e Inovação Horizon's 2020 da União Europeia (Rossetto, Borsi e Foglia, 2015). Trata-se de uma plataforma de modelagem que inclui os códigos desenvolvidos pelo USGS, como o Modflow. A integração da plataforma com o QGIS permite realização do pré-processamento, pós-processamento e análises espaciais dos resultados dentro de um sistema de informação geográfica (SIG), evitando desgastantes transferências de arquivos entre programas de SIG e programas de modelagem computacional.

O modelo de fluxo de água subterrânea para a RMR foi implementado no Freewat, usando o código do Modflow-2005. A área de estudo de 2.791,93 km² gerou um *grid* horizontal de inclinação 11,9° composto por 19.504 células de tamanho 200 m x 200 m. Verticalmente, o modelo é subdividido em 3 camadas para incluir todas as formações consideradas nesse estudo (Figura 2). Todas as células fora do domínio em cada camada foram desativadas, restando 2.962 células ativas na camada 1, 4.294 células ativas na camada 2 e 2.979 células ativas na camada 3.

Utilizando o modelo digital de terreno do PE3D (<https://pe3d.pe.gov.br/>), perfilamento a laser de todo o estado de Pernambuco com precisão altimétrica melhor

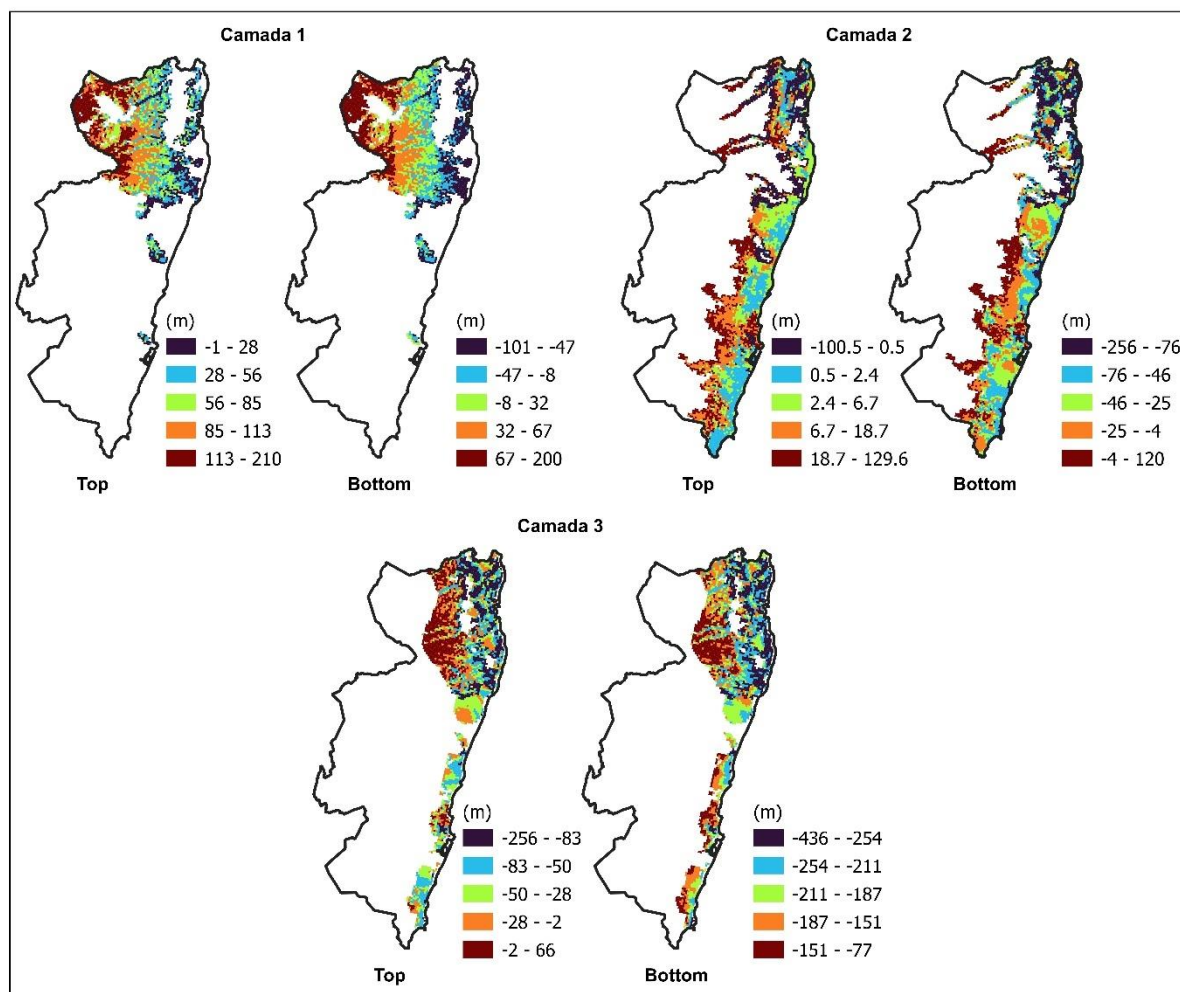
que 25 cm, obteve-se a topografia da área de estudo (Figura 3). Esses dados foram utilizados para obter as superfícies superiores dos aquíferos na camada 1 e nas camadas 2 e 3, quando estes não eram sobrepostos por aquíferos da camada imediatamente superior. Dados de sondagem sobre a profundidade atrelada a cada formação aquífera apresentados no trabalho de Leitão *et al.* (2017) foram interpolados e extrapolados para a região de domínio do modelo utilizando o QGIS, gerando arquivos *rasters* com essas informações. Relacionando essas camadas de profundidade com as superfícies superiores, obtém-se as superfícies imediatamente inferiores das várias formações aquíferas analisadas. No geral, cada entidade apresenta espessura variável, com tendência a ser mais reduzida no Oeste e mais espessa em direção ao oceano. As superfícies das três camadas consideradas no modelo, com as respectivas cotas de topo e base, são mostradas na Figura 4.

Figura 3 – Topografia, distribuição dos poços de observação e exploração da RMR.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

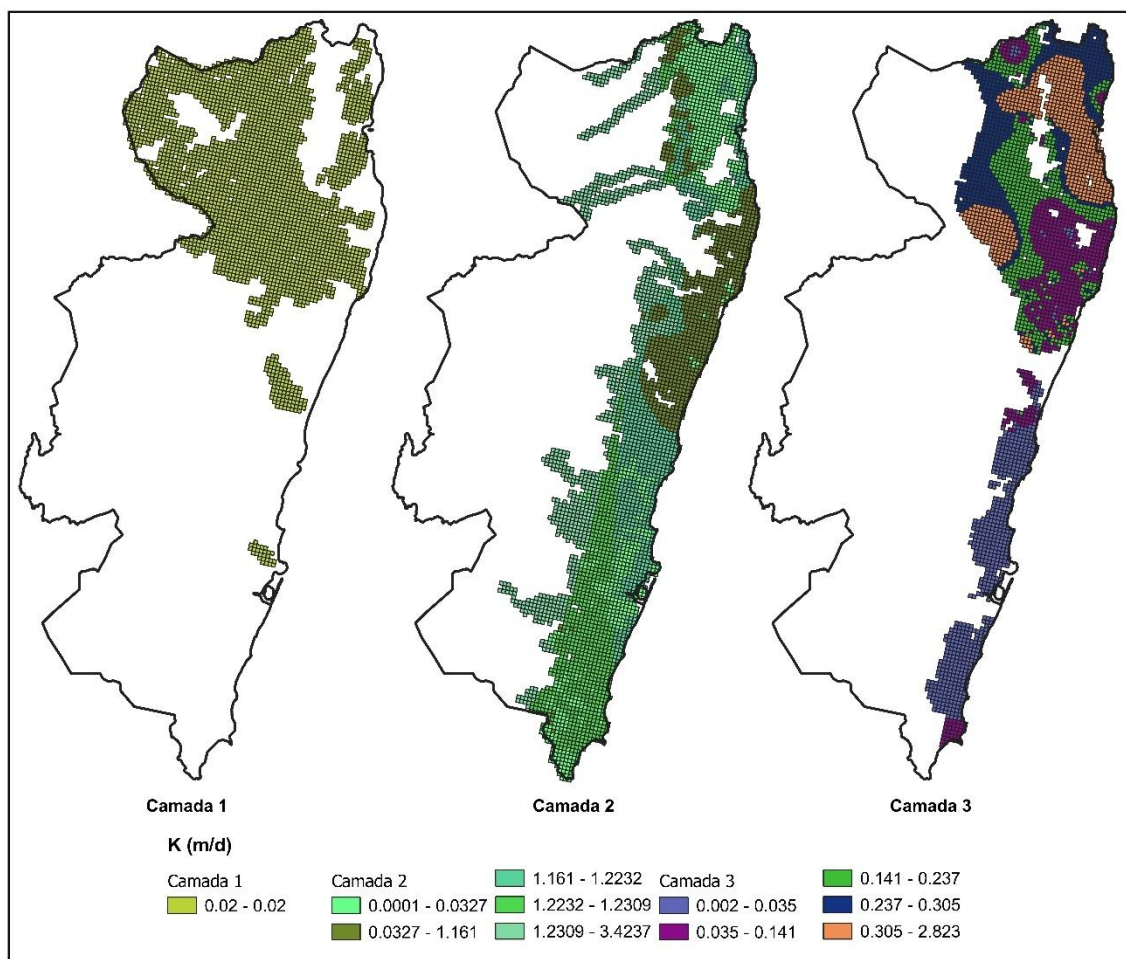
Figura 4 – Superfícies de topo e base das camadas do modelo numérico para a RMR.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

As propriedades hidráulicas são atribuídas de acordo com cada entidade hidrogeológica existente em cada uma das camadas. Na Figura 5 tem-se a distribuição espacial os valores iniciais dos parâmetros hidrogeológicos de cada uma das formações consideradas. Esses parâmetros foram adaptados a partir de informações de poços encontrados em trabalhos anteriores (Monteiro, 2000; CPRM, 2014; Leitão *et al.*, 2017). Essas informações pontuais foram interpoladas no QGIS e transformadas em camadas distribuídas para cada aquífero para melhor representar a heterogeneidade do meio, porém, a quantidade de informações para cada aquífero ainda é reduzida, acrescentando incertezas a este parâmetro de entrada.

Figura 5 – Valores iniciais do coeficiente Kx, em m/d, para as camadas do modelo numérico.



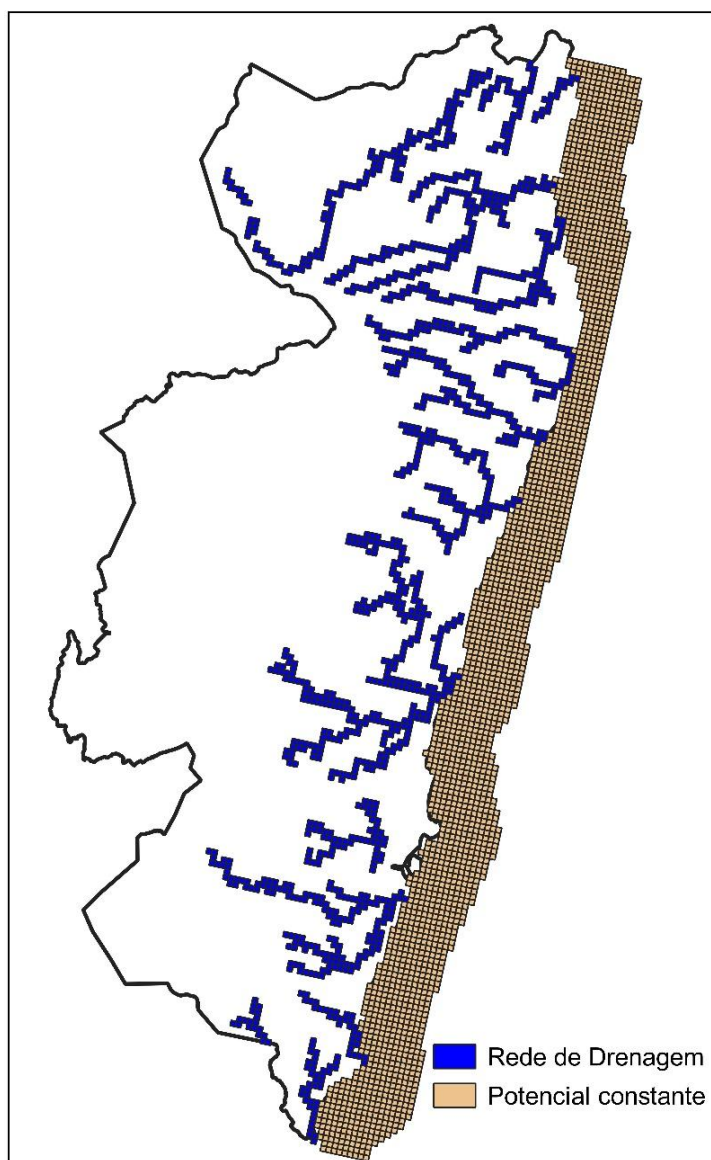
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

No modelo numérico, as condições de contorno são determinadas pelas condições hidrológicas nas fronteiras definidas no modelo conceitual. As direções de fluxo calculadas por um modelo numérico em regime estacionário e pela maioria dos modelos transitórios são fortemente influenciadas pelas condições de contorno, que são um componente importante de um modelo matemático (Anderson, Woessner e Hunt, 2015). O modflow-2005 possui uma série de pacotes para representar essas condições.

No presente trabalho, duas condições de contorno foram utilizadas. A região costeira de contato com o mar é representada pela condição de potencial constante, utilizando o *Constant Head Package* (CHD), onde se impôs a cota piezométrica de 0 m. Os rios que passam pela RMR, como o Rio Capibaribe, Rio Beberibe e Rio Tejió,

são representados por sua rede de drenagem utilizando o *Drainage Package* (DRN). Ambas condições de contorno são mostradas na Figura 6.

Figura 6 – Condições de contorno do modelo numérico para a RMR.



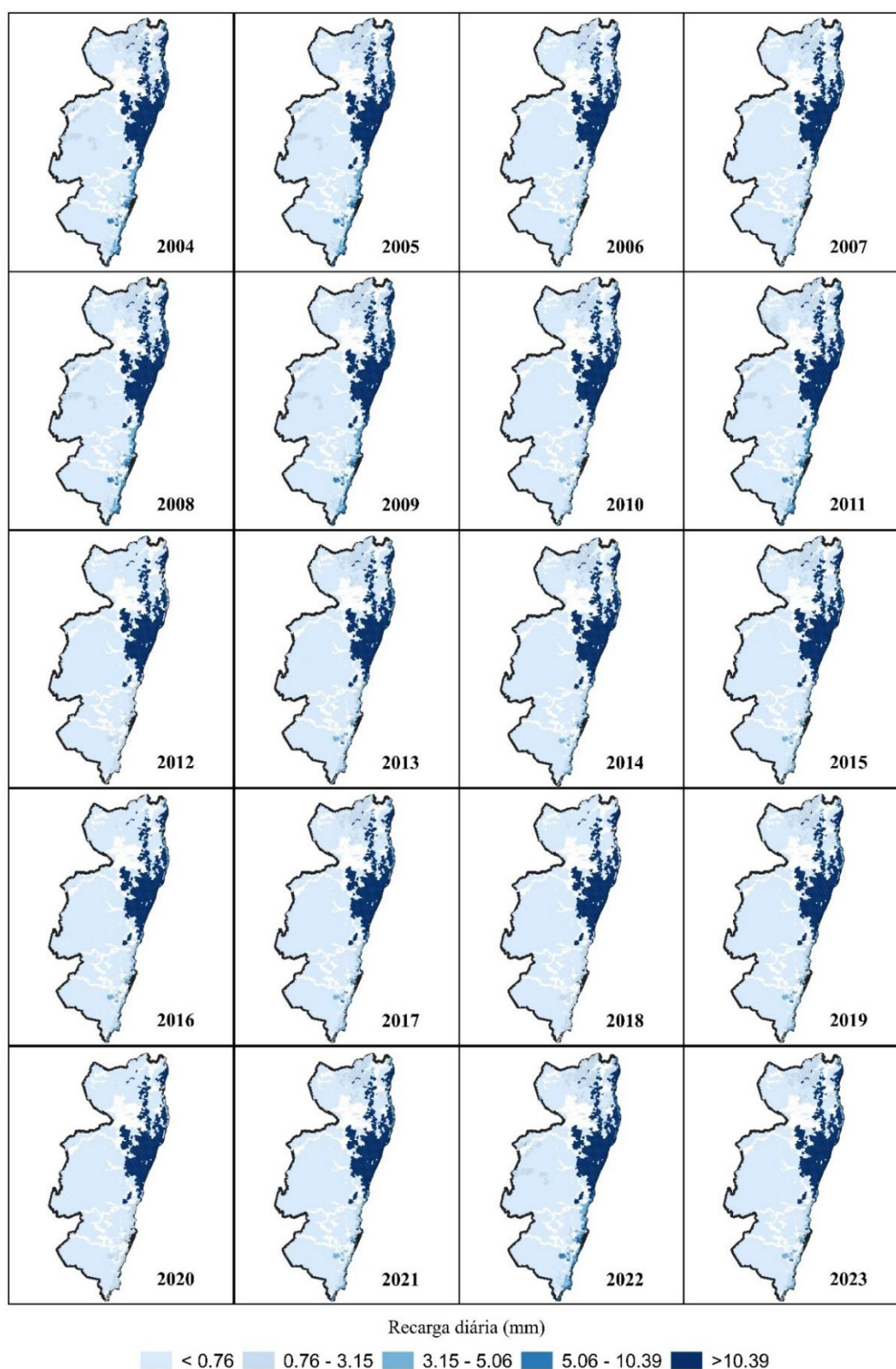
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Para simular a infiltração direta da precipitação para o domínio do modelo foi utilizado o pacote de recarga (RCH). As taxas de recarga variam espacialmente e foram aplicadas dependendo das características de infiltração da região. Essas taxas foram definidas através do modelo BALSEQ (Lobo Ferreira, 1981), a partir da precipitação e evapotranspiração potencial, dados de entrada do modelo, das bases de dados do CHIRPS e INMET, respectivamente. O CHIRPS é um conjunto de dados

de precipitação gerados a partir da combinação de diferentes fontes de dados de sensoriamento remoto, já utilizado em estudos de estimativa de recarga (Barbosa *et al.*, 2023; González-Ortigoza, Hernández-Espriú e Arciniega-Esparza, 2023) com uma resolução espacial de $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ e resolução temporal diária (<http://data.chc.ucsb.edu/products/>). Dados de temperatura máxima e mínima, umidade relativa máxima e mínima, radiação solar, velocidade do vento e pressão atmosférica da estação meteorológica do Recife, de responsabilidade do INMET, possibilitaram o cálculo da evapotranspiração potencial aplicando o Método de Penman-Monteith.

O modelo também precisa da inserção de dados de Número de Curva (NC) e da quantidade máxima de água disponível no solo para evapotranspiração (AGUT), que são obtidos através do cruzamento de informações dos tipos de solos e características de uso e ocupação da região. Para obter esses parâmetros utilizou-se informações de descrição e cartografia dos solos, de escala 1:100.000 do Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE) (Embrapa, 2001), e mapa de uso e ocupação do solo da base de dados da Coleção 8 do projeto MapBiomas do ano de 2013 (<https://brasil.mapbiomas.org/>). A recarga é calculada para cada combinação única de tipo do solo e uso do solo. O resultado da aplicação do BALSEQ gerou a média diária das recargas, distribuída espacialmente na área de estudo para cada ano simulado, como mostrado na Figura 7. Essa metodologia é aplicada visando aumentar a precisão da estimativa de recarga, considerando a heterogeneidade espacial das características do solo e da precipitação, consequentemente, aumentando a confiabilidade do modelo.

Figura 7 – Distribuição da recarga inicial considerada, em mm/dia, para cada ano simulado para a RMR.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Os poços de exploração são simulados por meio do *Well Package* (WELL). São considerados 298 poços (Figura 3), catalogados no trabalho de Monteiro (2000).

A simulação é conduzida em duas etapas. A primeira etapa é a simulação no regime estacionário, onde o modelo foi simulado com apenas um período de estresse (SP) com duração de 19 anos, representando todo o período de simulação que vai de 01 de janeiro de 2004 a 31 de dezembro de 2023. Um SP é um período no qual se consideram constantes as condições de contorno do modelo, ou seja, durante um SP os valores de recarga e vazão de exploração não são modificados. A simulação em regime estacionário é geralmente o primeiro passo no processo de modelagem, uma vez que a maioria dos modelos transitórios utiliza uma solução de regime estacionário como condições iniciais (Chrysanthopoulos *et al.*, 2024). Em seguida, é realizada a simulação em regime transiente, que é dividida em 17 períodos de estresse (Tabela 1). A divisão dos 19 anos de simulação em 17 períodos de estresse é baseada na análise da recarga média diária de cada ano, anos com médias muito próximas foram agrupados em um SP.

A calibração do modelo é definida como o processo de refinar a representação do modelo numérico da estrutura hidrogeológica, propriedades hidráulicas e condições de contorno para atingir um grau desejado de correspondência entre a simulação do modelo e as observações do sistema de fluxo de águas subterrâneas (ASTM, 2021). Esse processo ajuda a estabelecer a legitimidade dos modelos conceituais e numéricos, sendo considerado, por esse motivo, a etapa mais importante da modelagem (Anderson, Woessner e Hunt, 2015).

O grau de dificuldade da calibração depende da complexidade do sistema simulado e da qualidade e quantidade da série de dados observados. Em sistemas complexos, com um grande número de variáveis, às quais estão frequentemente associadas incertezas, tanto em termos de valores reais como da distribuição espacial desses valores, o processo de ajuste, calibração e validação dos modelos numéricos são, em princípio, a forma mais eficaz de corrigir as premissas iniciais e as aproximar da realidade (Leitão *et al.*, 2017).

Tabela 1 – Períodos de estresse e passos de tempo do modelo.

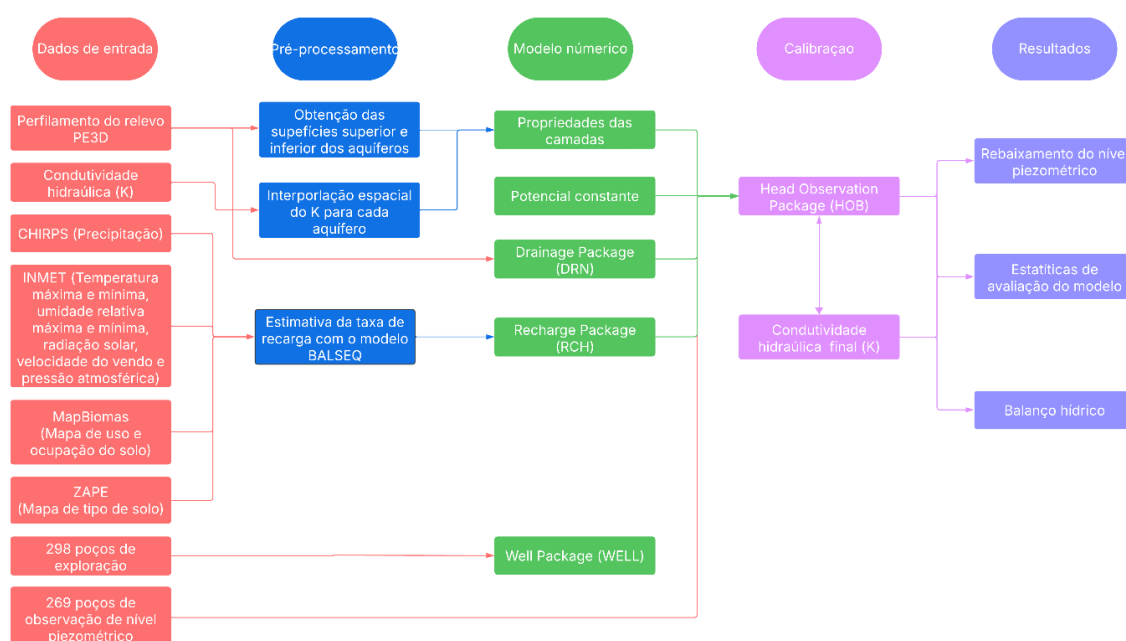
Período de estresse (SP)	Comprimento (dias)	Data	Recarga
1	731	01/01/2004 – 31/12/2005	Média diária dos anos 2004 a 2005
2	365	01/01/2006-31/12/2006	Média diária do ano 2006
3	365	01/01/2007-31/12/2007	Média diária do ano 2007
4	731	01/01/2008-31/12/2009	Média diária dos anos 2008 a 2009
5	365	01/01/2010-31/12/2010	Média diária do ano 2010
6	365	01/01/2011-31/12/2011	Média diária do ano 2011
7	366	01/01/2012-31/12/2012	Média diária do ano 2012
8	730	01/01/2013-31/12/2014	Média diária dos anos 2013 a 2014
9	365	01/01/2015-31/12/2015	Média diária do ano 2015
10	366	01/01/2016-31/12/2016	Média diária do ano 2016
11	365	01/01/2017-31/12/2017	Média diária do ano 2017
12	365	01/01/2018-31/12/2018	Média diária do ano 2018
13	365	01/01/2019-31/12/2019	Média diária do ano 2019
14	366	01/01/2020-31/12/2020	Média diária do ano 2020
15	365	01/01/2021-31/12/2021	Média diária do ano 2021
16	365	01/01/2022-31/12/2022	Média diária do ano 2022
17	365	01/01/2023-31/12/2023	Média diária do ano 2023

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Reilly e Harbaugh (2004) afirmam que o ajuste de parâmetros é apenas um dos aspectos da calibração de um modelo. E pode ser realizada tanto manualmente como de forma automática através de regressão não linear. Calibrações pobres do modelo muitas vezes podem ser atribuídas a um modelo conceitual inadequado, impreciso ou insuficiente (Ye *et al.*, 2010).

No presente trabalho, o processo de calibração se deu por tentativa e erro com a modificação dos parâmetros de condutividades hidráulicas de cada camada e formação simulada. Foram utilizados 269 pontos de nível piezométrico da rede de monitoramento de água subterrânea (Figura 3) junto ao *Head Observation Package* (HOB) do modelo. Os dados observados estão disponíveis no site do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) (<https://siagasweb.sgb.gov.br/>). Esses níveis foram comparados com os níveis simulados do modelo. A quantidade reduzida de poços de observação e sua má distribuição espacial, pois concentram-se principalmente na parte central da área de estudo, limitam a calibração do modelo trazendo incertezas para os resultados. A ausência de registros contínuos nesses mesmos poços dificulta a identificação de tendências e padrões hidrodinâmicos, o que acrescenta mais limitações a modelagem. O fluxograma da metodologia aplicada no presente trabalho é mostrado na Figura 8.

Figura 8 – Fluxograma da metodologia aplicada a modelagem dos níveis piezométricos da RMR.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

2.4 Estatísticas de avaliação do modelo

A avaliação da qualidade da calibração pode ser feita através de comparações visuais dos resultados simulados junto à aplicação de cálculos estatísticos. Os erros residuais também são úteis para avaliação do modelo e fazem parte da aplicação nas estatísticas Erro Relativo Médio Absoluto – ERMA (Equação 2) e Raiz do Erro Quadrático Relativo Médio – RRMSE (Equação 3). Em modelos transientes, outras estatísticas como o coeficiente de determinação – R^2 (Equação 4), e da Correlação de Pearson – r (Equação 5) também podem ser utilizadas para comparar as simulações com os dados observados.

$$RRMSE = \frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - y_i^{sim})^2}{\overline{y_i^{obs}}} * 100 \quad (2)$$

$$ERMA = \frac{1}{n} \left(\frac{\sum_{i=1}^n |y_i^{obs} - y_i^{sim}|}{|\overline{y_i^{obs}}|} \right) * 100 \quad (3)$$

$$R^2 = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - \overline{y_i^{obs}}) \times (y_i^{obs} - \overline{y_i^{sim}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - \overline{y_i^{obs}})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{sim} - \overline{y_i^{sim}})^2}} \right)^2 \quad (4)$$

$$r = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - \overline{y_i^{obs}}) \times (y_i^{obs} - \overline{y_i^{sim}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{obs} - \overline{y_i^{obs}})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i^{sim} - \overline{y_i^{sim}})^2}} \right) \quad (5)$$

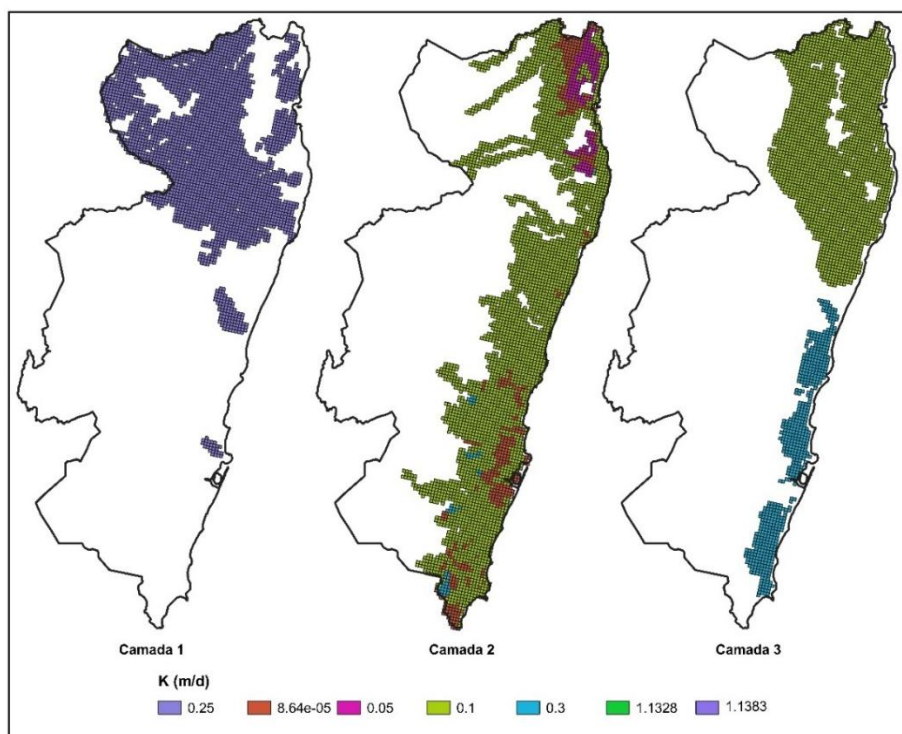
Onde n é o número de alvos, y_i^{obs} é a carga observada, y_i^{sim} é a carga simulada.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Calibração do Modelo

O modelo foi calibrado a partir dos níveis médios de água medidos no período de 2004 a 2023 nos 269 pontos de nível piezométrico observados (Figura 3). Na Figura 9 observa-se as propriedades hidráulicas obtidas para a formação considerada depois da calibração em regime transiente.

Figura 9 – Valores finais do coeficiente Kx, em m/d, para as camadas do modelo numérico.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

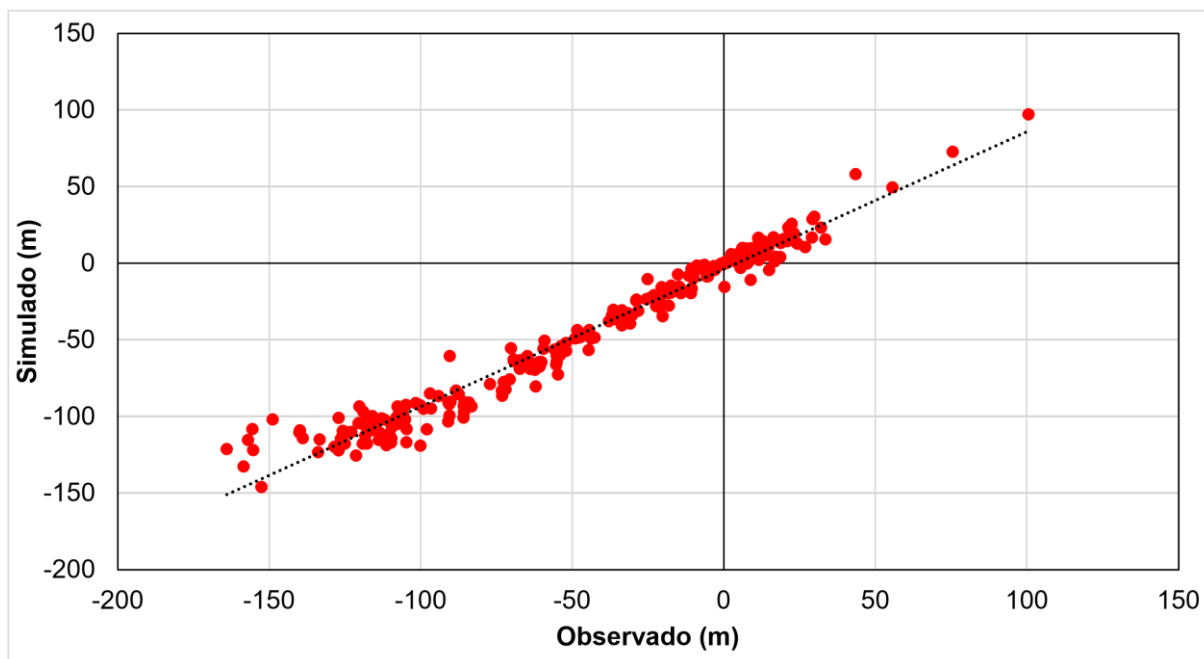
Os valores dos parâmetros estatísticos avaliados são mostrados na Tabela 2. O gráfico dos níveis simulados e observados é mostrado na Figura 10. Os resultados indicam um excelente desempenho do modelo na previsão dos dados observados, com valores de R^2 e r elevados, ambos próximos de 1, o que mostra uma forte correlação entre os dados simulados e observados. Com um R^2 de 0,97 e r de 0,98, os coeficientes apontam que o modelo reflete uma boa capacidade de captura das tendências e padrões dos dados. No geral, há uma boa correspondência entre os padrões temporais de níveis piezométricos simulados e medidos, sugerindo que o modelo é robusto e possui uma boa acurácia dos parâmetros considerados.

Tabela 2 – Valores dos parâmetros depois da calibração em regime transiente

Parâmetro	Valor
R^2	0,97
r	0,98
RRMSE	23,96
ERMA	42,96

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 10 – Relação entre os níveis piezométricos simulados e observados após o processo de estimativa de parâmetros



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

No entanto, os valores de erro relativos, como o RRMSE de 23,96% e o ERMA de 42,96%, mostram que, apesar de uma correlação muito boa, ainda existem algumas discrepâncias entre os valores simulados e observados. O RRMSE pode ser considerado razoável, mas ainda indica uma margem de erro relativamente significativa. O ERMA, ainda que também razoável, é um valor relativamente alto, que sugere que o modelo pode estar fazendo previsões com grande desvio em relação aos valores reais, provavelmente precisando de ajustes. Pode-se atribuir esses erros a fatores como: (1) incertezas nos dados de entrada; (2) limitações no modelo; (3) resolução espacial e temporal; e (4) aspectos do fluxo que não foram totalmente representados no modelo.

Esses resultados também são reflexos da influência das medições piezométricas no processo de calibração. A distribuição espacial e temporal deficitária das medidas dificultaram o estabelecimento do equilíbrio entre a correlação entre os dados observados e simulados e a adequada representação espacial das respostas do modelo. Além disso, a resolução da malha numérica utilizada no modelo pode não ser suficiente para capturar com exatidão a heterogeneidade do meio aquífero, especialmente devido à complexidade do sistema e as poucas medidas disponíveis para calibração. Esses fatores dificultaram a obtenção de valores de K que fossem

fisicamente coerentes e permitissem a convergência do modelo numérico. A interação desses fatores não apenas aumentou a complexidade da calibração, mas também restringiu a capacidade do modelo de representar adequadamente o comportamento do aquífero, como evidenciado pelos resultados do RRMSE e ERMA.

Outro ponto que pode explicar os resultados é a limitação do modelo utilizado. A consideração de fluxo de densidade variável é essência na modelagem numéricas de aquíferos costeiros sujeitos à intrusão salina, pois, a densidade da água subterrânea pode ser influenciada por gradientes de salinidade, modificando os padrões de fluxo. Modelos de fluxo subterrâneo que utilizam a equação de Darcy supõe a densidade constante. Para contornar essa limitação seria necessário adicionar o modelo de intrusão salina disponível no FREEWAT, porém, isso aumentaria a complexidade computacional e exigiria mais dados medidos, como medições de salinidade e temperatura ao longo do tempo, que também são escassos.

Nesse sentido, tecnologias como inteligência artificial e aprendizado de máquina aliam-se a ampla gama de dados de sensoriamento remoto disponíveis apresentando-se como soluções promissoras para preencher lacunas de dados e aprimorar as previsões do modelo. A revisão de literatura de Ahmadi *et al.* (2022) aponta que a modelagem do nível da água subterrânea é a aplicação mais comum dessas tecnologias. Rafik *et al.* (2023) combinaram os dados do GRACE, com o modelo SWAT e técnicas de aprendizado de máquina (*Random Forest - RF*) para prever o nível da água subterrânea em bacias não monitoradas ou com escassez de dados, alcançando resultados que demonstraram erro mínimo e tendências consistentes de armazenamento de água. Malekzadeh, Kardar e Shabanlou (2019) simularam o nível da água subterrânea do aquífero Kabodarahang, no Irã, por meio de três modelos: MODFLOW, *Extreme Learning Machine* (ELM) e *Wavelet-Extreme Learning Machine* (WA-ELM). Os resultados obtidos pelos autores mostraram que o modelo de inteligência artificial WA-ELM apresentou maior precisão na simulação do nível da água subterrânea, com valores de MAE e RMSRE de 0,34 e 0,0002, respectivamente. O aprendizado de máquina também pode ser uma solução para o aprimoramento da rede de monitoramento das águas subterrâneas. No estudo de Teimoori, Olya e Miller, (2023), os autores propõe a combinação de modelos de água subterrânea e algoritmos de aprendizado de máquina para localizar poços de observação e projetar redes ótimas de monitoramento de água subterrânea.

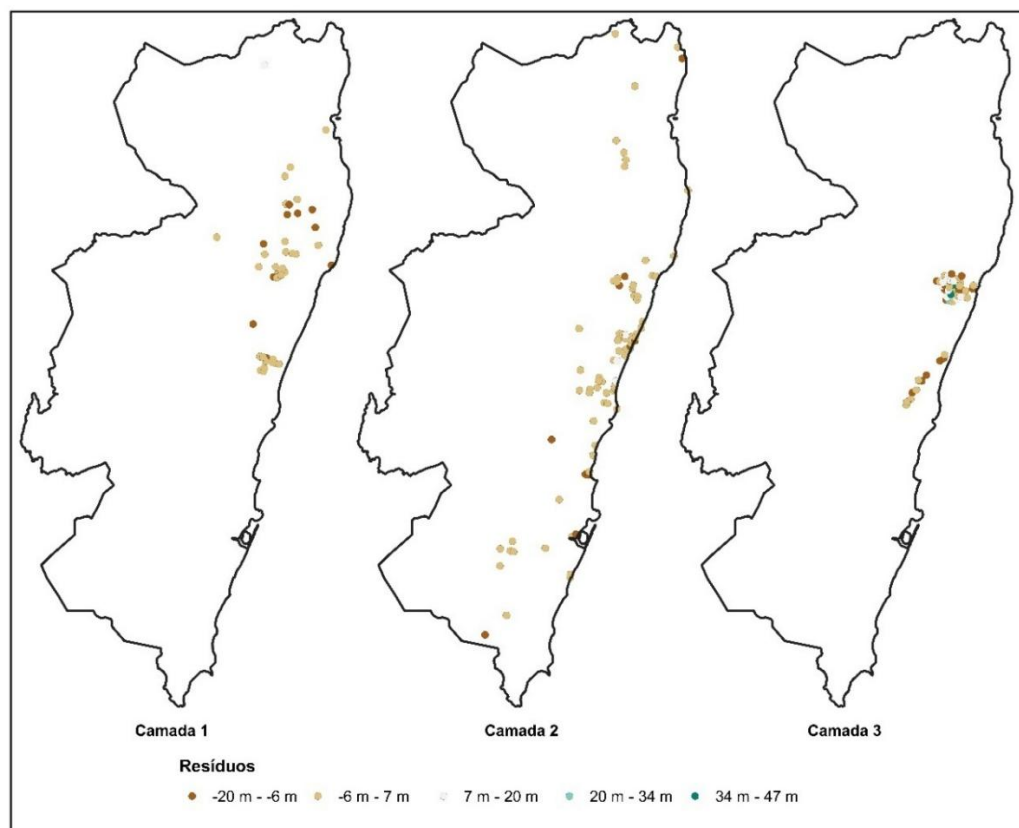
Elmotawakkil, Sadiki e Enneya (2024) utilizaram dados dos satélites GRACE e MODIS e modelos avançados de aprendizado de máquina, como o RF e *Gradient Boosting Regression* (GBR), para prever os níveis de água subterrânea na região de Rabat-Salé-Kenitra, no Marrocos. O desempenho do GBR foi bastante promissor, alcançando valores de R^2 de 0,99 e erro absoluto médio (EAM) de 1,94. Evans *et al.* (2020) utilizaram o ELM para preencher lacunas de séries de poços, permitindo a construção de séries temporais completas. Os autores observaram que as estimativas geradas pelo ELM foram mais precisas do que as estimativas geradas pelo método de Krigagem.

A análise dos resíduos entre os dados observados e simulados, mostrados na Figura 11, revelam uma distribuição bastante variável, com valores tanto positivos quanto negativos. Os resíduos representam os erros ou discrepâncias entre os valores medidos e os valores previstos pelo modelo, ou seja, mostram o quanto o modelo desviou da realidade. Essas flutuações podem ser entendidas como uma combinação de erros sistemáticos e aleatórios. Os valores negativos mais elevados, como -19,43 m, -18,95 m, e -16,52 m, sugerem discrepâncias substanciais entre dados observados e simulados, possivelmente refletindo falhas no modelo em pontos de medição que não estão adequadamente representados pela resolução espacial do modelo ou em regiões específicas, subestimando assim o nível piezométrico. Os resíduos positivos, como 29,83 m, 26,68 m e 22,12 m, indicam situações que o modelo tende a superestimar os níveis piezométricos, possivelmente devido a simplificações no modelo ou parâmetros de calibração inadequados para essas áreas.

Por outro lado, os resíduos de valores muito baixo, como 0,35 m e 0,17 m, podem ser atribuídas a erros de medição ou imprecisões nos dados de entrada. No geral, a distribuição dos resíduos indica que o modelo tem um bom desempenho, com algumas áreas, especialmente na região central do modelo, apresentam erros maiores.

Outro aspecto importante a ser observado é a presença de desvios significativos, como resíduos de -46,86 m, -42,66 m e -47,15 m, que são anomalias visíveis em relação aos demais valores. Esses desvios podem ser resultados de erros específicos em dados de entrada, como dados de piezômetros ou características geológicas complexas que não foram representadas com a precisão adequada.

Figura 11 – Resíduos dos níveis piezométricos observados e simulados, por camada, nos poços utilizados para calibração.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

3.2 Balanço Hídrico

Um dos resultados gerados pelo FREEWAT é o balanço hídrico do sistema modelado. O balanço hídrico com as médias de entradas e saídas, considerando o período entre 2004 e 2023, para as diferentes formações aquíferas é mostrado na Tabela 3. As principais entradas de água vêm da recarga, com algumas áreas recebendo aportes por processos externos, como o mar. As saídas são dominadas pela drenagem das redes de rios.

As formações Barreiras e Beberibe têm um balanço com pequeno saldo positivo, com as entradas ligeiramente superiores às saídas, indicando um leve acúmulo de água e um sistema relativamente equilibrado. Os valores de discrepância são muito pequenos, indicando um balanço hídrico bem ajustado. Por outro lado, formações como os Depósitos Aluvionares e Depósitos Litorâneos apresentam saldos negativos com discrepâncias mais significativas. O déficit hídrico dos Depósitos

Aluvionares, com as saídas superando as entradas, pode ser devido a fatores como baixa recarga e exploração excessiva.

A entrada de água do mar tem implicações significativas nas formações aquíferas. Formações como Cabo, Depósitos Aluvionares e Litorâneos, têm sua dinâmica hídrica influenciada por aportes externos de água salgada. Essa entrada de água do mar pode acarretar desafios para o aproveitamento hídrico desses aquíferos, como a ocorrência de salinização, exigindo um maior controle da exploração para garantir a qualidade da água disponível.

Cary *et al.* (2015) identificaram um aumento local da salinidade das águas subterrâneas de Cabo, com a água salgada vazando do aquífero superficial. Os autores atribuíram o aumento da salinidade a fluxos descendentes favorecidos pelo aumento do bombeamento na área. As observações de Chatton *et al.* (2016), considerando os longos tempos de renovação dos sistemas aquíferos Cabo e Beberibe, bem como a contaminação e salinização em curso, levaram os autores a conclusão que a exploração atual desses aquíferos é insustentável.

O ciclo da água subterrânea é muito mais lento do que o ritmo de desenvolvimento humano, sendo essencial integrar esse ciclo extremamente lento aos conceitos de gestão da água (Chatton *et al.*, 2016). Logo, ferramentas como modelos de fluxo de águas subterrâneas tornam-se ferramentas interessantes para se obter informações importante, como o balanço hídrico.

Tabela 3 – Balanço hídrico, em metros cúbicos, resultante da modelagem numérica com o FREEWAT para as formações da RMR para o período de 2004 a 2023.

	Formações	Barreiras	Algodoads	Beberibe	Cabo	Depósitos Aluvionares	Depósitos Litorâneos	Estiva	Gramame	Maria Farinha	Sedimentos de Mangue	Suíte Ipojuca
Entrada	Armazenamento	1346233,66	162,95	181090,22	839,69	387131,28	187023,80	11,59	9364,66	500,69	1778,47	153,45
	Potencial Constante	1742,72	0,00	20,01	0,00	148,36	6836,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Poços	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Drenos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Recarga	174401,17	8377,67	142729,90	375,13	592244,05	1050088,26	264,81	12097,45	176,85	83531,18	316,28
	Mar	0,00	0,00	0,00	0,00	4809,57	3200,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Barreiras	0,00	40,80	51414,91	0,00	355686,58	140921,32	0,00	47596,81	1000,01	152,02	0,00
	Algodoads	0,00	0,00	0,00	3,86	121,01	102,33	1,92	0,00	0,00	5,56	0,00
	Beberibe	4166,16	0,00	0,00	0,00	59264,47	864,39	0,00	537,53	0,00	397,20	0,00
	Cabo	0,00	32,09	0,00	0,00	6973,27	7462,01	0,03	0,00	0,00	5,77	0,70
	Depósitos Aluvionares	8372,20	25,44	153052,89	20889,59	0,00	17526,78	0,00	1009,19	0,00	20,28	11,78
	Depósitos Litorâneos	661,20	27,44	173051,19	11616,15	22997,01	0,00	4,28	6129,61	652,53	64,31	8,94
	Estiva	0,00	0,00	0,00	0,37	0,00	17,75	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26
	Gramame	306,47	0,00	34462,85	0,00	489,53	4284,77	0,00	0,00	211,40	65,25	0,00
	Maria Farinha	0,00	0,00	1087,69	0,00	0,00	132,78	0,00	130,62	0,00	0,02	0,00

Saída	Sedimentos de Mangue	0,00	6,03	49,22	19,20	96,25	97,45	0,00	22,64	7,53	0,00	0,00
	Suíte Ipojuca	0,00	2,24	0,00	7,91	78,28	44,24	0,87	0,00	0,00	1,01	0,00
	Total	1535883,58	8674,66	736958,88	33751,91	1430039,66	1418602,23	283,51	76888,50	2549,01	86021,07	491,40
	Armazenamento	631871,48	8282,07	440012,24	2432,39	1055019,80	940553,85	264,59	36193,76	1197,89	75047,51	311,38
	Potencial Constante	6498,28	0,00	4,71	0,00	4809,57	4025,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Poços	116316,36	0,00	214134,48	16845,66	110212,20	217741,98	0,00	0,00	0,00	1498,80	0,00
	Drenos	179717,32	148,44	17563,93	0,00	63363,40	31534,87	0,00	873,67	0,00	9172,34	39,11
	Recarga	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Mar	1258,02	0,00	0,00	0,00	148,36	6664,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Barreiras	0,00	0,00	4166,16	0,00	8372,20	661,20	0,00	306,47	0,00	0,00	0,00
	Algodoads	40,80	0,00	0,00	32,09	25,44	27,44	0,00	0,00	0,00	6,03	2,24
	Beberibe	51414,91	0,00	0,00	0,00	153052,89	173051,19	0,00	34462,85	1087,69	49,22	0,00
	Cabo	0,00	3,86	0,00	0,00	20889,59	11616,15	0,37	0,00	0,00	19,20	7,91
	Depósitos Aluvionares	355686,58	121,01	59264,47	6973,27	0,00	22997,01	0,00	489,53	0,00	96,25	78,28
	Depósitos Litorâneos	140921,32	102,33	864,39	7462,01	17526,78	0,00	17,75	4284,77	132,78	97,45	44,24
	Estiva	0,00	1,92	0,00	0,03	0,00	4,28	0,00	0,00	0,00	0,00	0,87
	Gramame	47596,81	0,00	537,53	0,00	1009,19	6129,61	0,00	0,00	130,62	22,64	0,00
	Maria Farinha	1000,01	0,00	0,00	0,00	0,00	652,53	0,00	211,40	0,00	7,53	0,00

Sedimentos de Mangue	152,02	5,56	397,20	5,77	20,28	64,31	0,00	65,25	0,02	0,00	1,01
Suíte Ipojuca	0,00	0,00	0,00	0,70	11,78	8,94	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	1532473,90	8665,19	736945,11	33751,91	1434461,50	1415734,31	282,98	76887,69	2549,00	86016,97	485,04
Entrada - Saída	3409,68	9,47	13,77	0,00	-4421,83	2867,92	0,53	0,81	0,00	4,10	6,36
Percentual de discrepância	0,25	0,12	0,00	0,00	-0,39	0,18	0,25	0,00	0,00	0,01	1,34

Fonte: Elaborado pela autora (2025).

3.3 Rebaixamentos

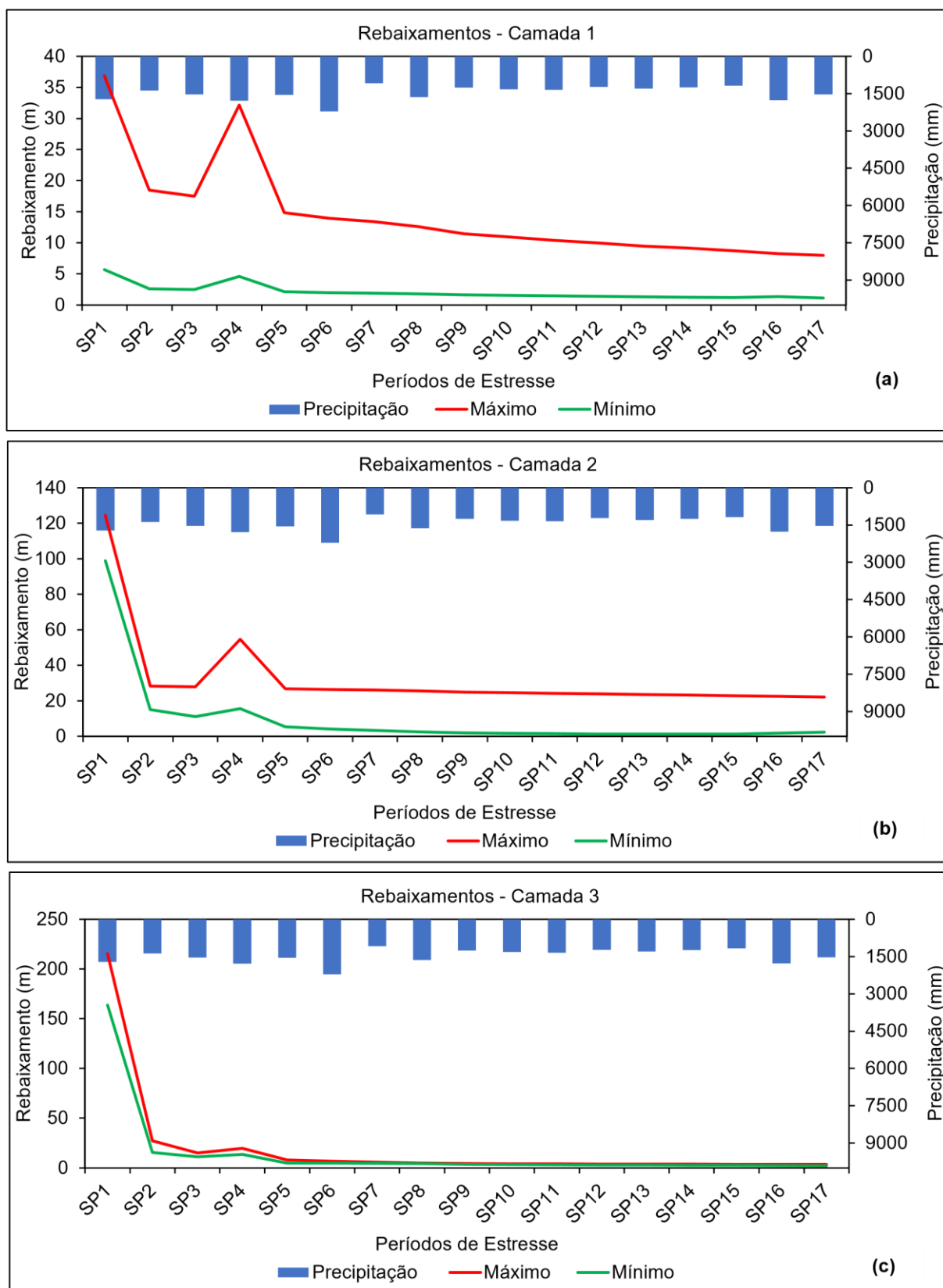
Os gráficos mostrados na Figura 12 mostram os valores máximos e mínimos médios dos rebaixamentos dos níveis piezométricos da água subterrânea em cada SP. A distribuição espacial, em cada SP, do rebaixamento é mostrada na Figura 13 para a camada 1, na Figura 14 para a camada 2 e Figura 15 para a camada 3. A análise dos rebaixamentos mostram a dinâmica distinta entre as formações existentes nas três camadas, que refletem a interação entre a precipitação e os níveis das águas subterrâneas em diferentes profundidades e diferentes características geológicas.

A maior intensidade de rebaixamento na camada mais superficial (camada 1), mostra uma resposta mais rápida às variações de precipitação. No SP1, por exemplo, com a precipitação mais alta (1721,44 mm), o rebaixamento máximo da camada 1 atinge 36,84 m, refletindo a rápida infiltração de água no solo e o consequente impacto na camada mais rasa. Conforme a precipitação diminui ao longo do tempo, o rebaixamento máximo também diminui de forma contínua, evidenciando uma resposta direta à redução da recarga de água nas camadas mais rasas do aquífero.

A camada 2 segue uma tendência semelhante, porém com um comportamento mais moderado. No SP1, o rebaixamento máximo na camada atinge 124,44 m, e diminuí gradualmente nos passos de tempo posteriores. Conforme a precipitação diminuí, o rebaixamento máximo também se reduz, embora de forma mais controlada em comparação à camada 1. Isso sugere que as formações representadas na camada 2 tem maior capacidade de retenção e resiliência às variações climáticas, refletindo a resposta mais lenta e gradual dessa camada à recarga e descarga de água. O rebaixamento mínimo, embora também decaia ao longo do tempo, permanece mais estável, indicando que a camada 2 é menos suscetível às flutuações rápidas em comparação a camada 1.

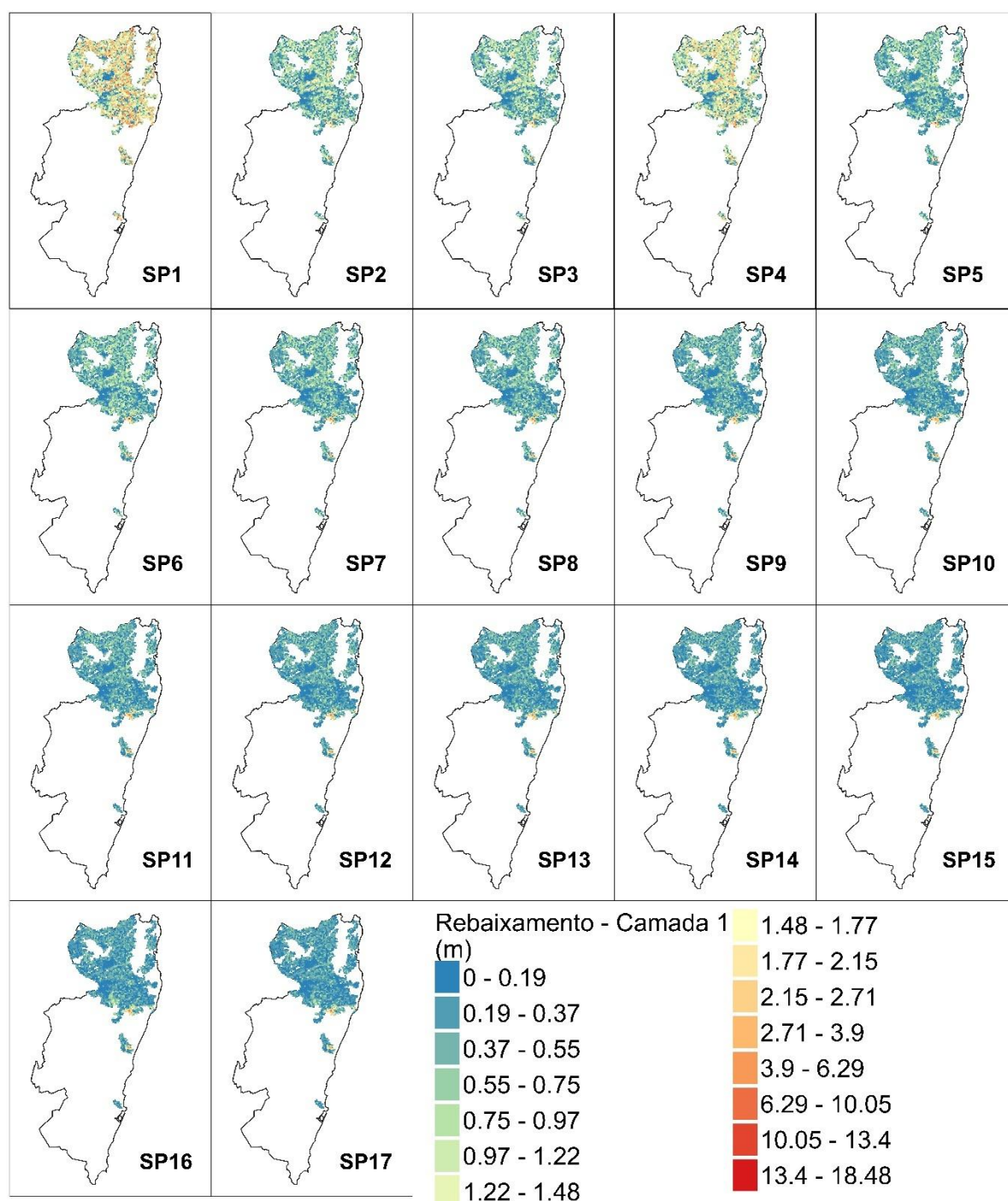
As formações representadas na camada 3 apresentam tendências mais estáveis, com menores variações ao longo do tempo. Embora os rebaixamentos sejam significativamente mais altos, a diminuição dos rebaixamentos máximos é bem acentuada.

Figura 12 – Rebaixamentos máximos e mínimos em cada camada por período de estresse.



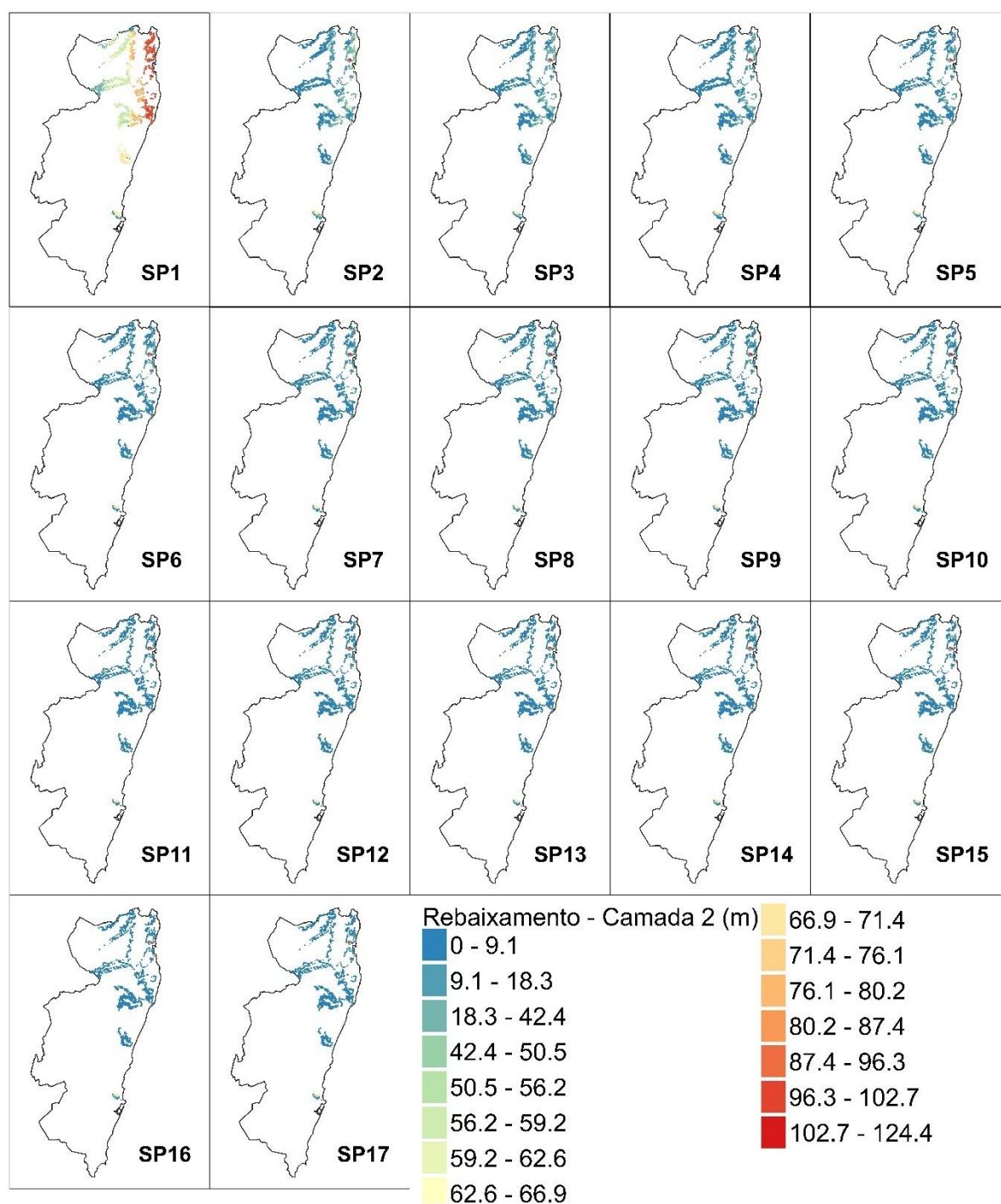
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 13 – Mapas de rebaixamento da camada 1 para os períodos de estresse de SP1 a SP17.



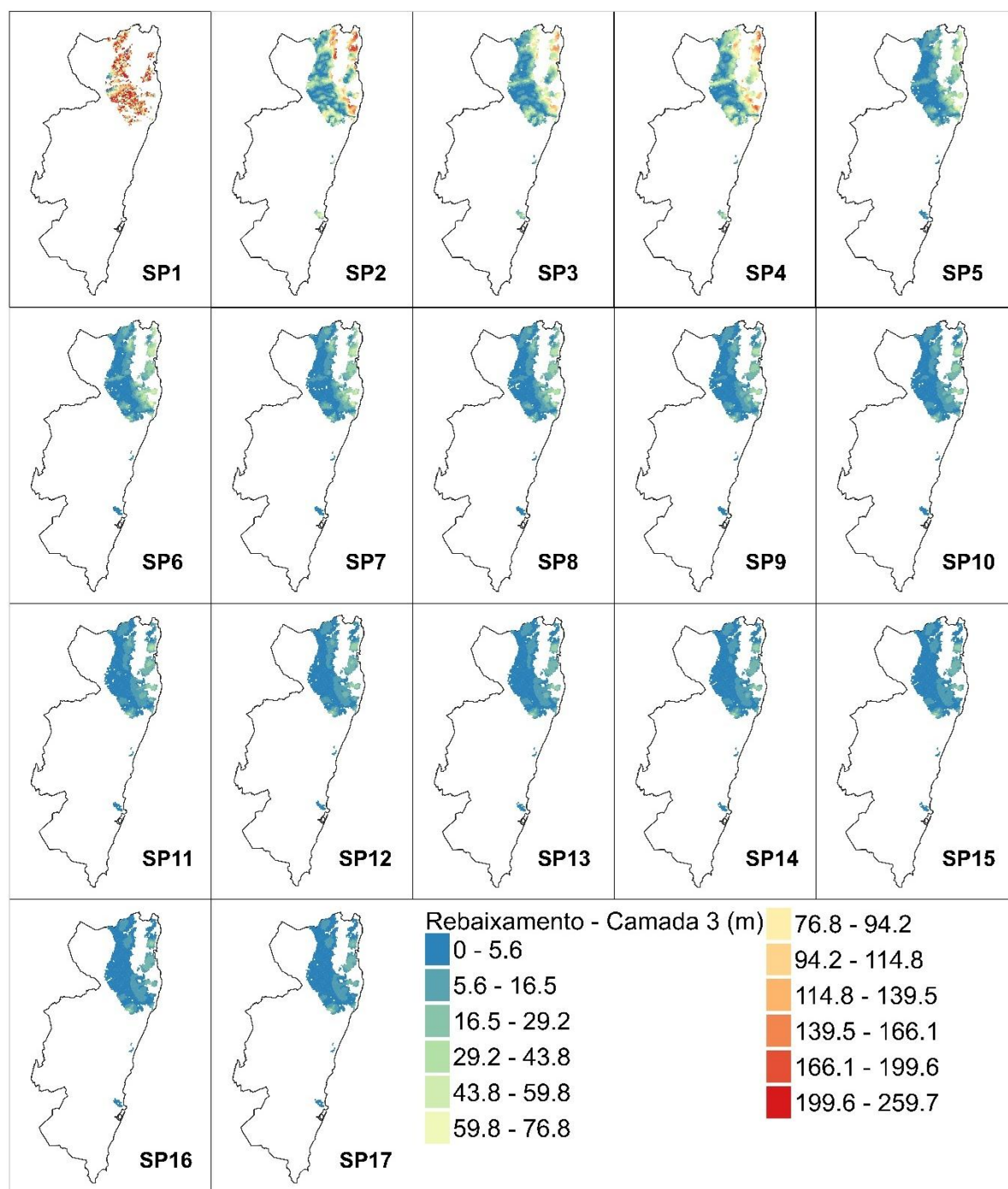
Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 14 – Mapas de rebaixamento da camada 2 para os períodos de estresse de SP1 a SP17.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

Figura 15 – Mapas de rebaixamento da camada 3 para os períodos de estresse de SP1 a SP17.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

A análise dos dados de rebaixamento no nível piezométrico nas três camadas do aquífero ao longo do período de 2004 a 2023 (Figura 16), mostra diferenças significativas nas variações de cada formação aquífera representada. Na camada 1, o rebaixamento médio entre 2004 e 2023 foi de 10,21 m. O máximo valor de

rebaixamento observado foi de 92,2 m, indicando a existência de áreas do aquífero que foram bastante afetadas por baixas precipitações, que diminuem o valor da recarga do aquífero, ou ainda por uma exploração mais intensa.

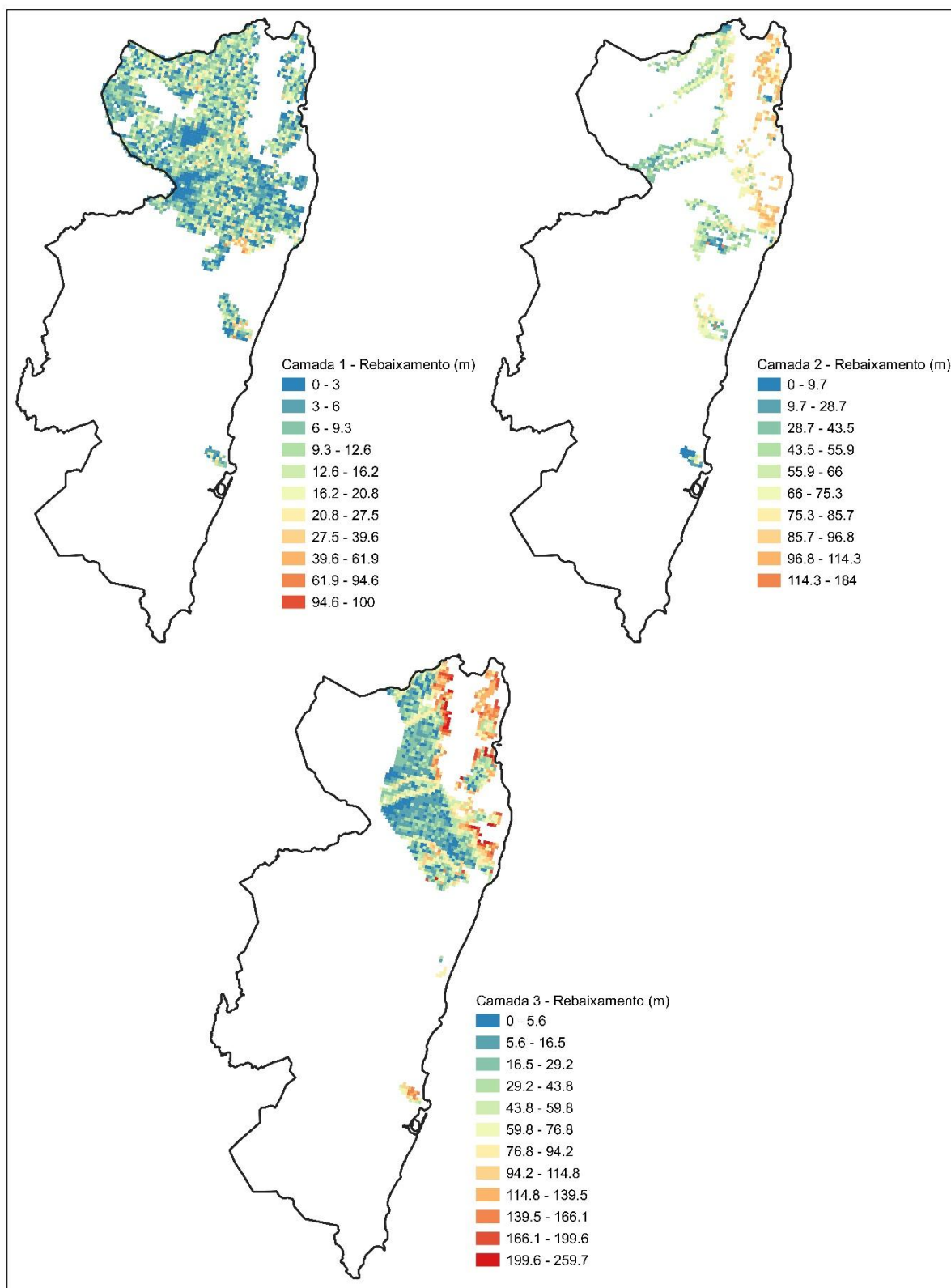
A média de rebaixamento de 63,9 m observada na região modelada na camada 2, indica uma maior exploração desses aquíferos, associada ainda a menores valores de recarga efetiva nessas formações. Na camada 3, o rebaixamento médio da área foi de 58,6 m. Em alguns pontos, foram observados rebaixamentos maiores que 100 m, refletindo uma exploração significativa.

Devido à crescente demanda, em especial a partir da seca de 1998, tem havido um rebaixamento dos níveis piezométricos na RMR. Em alguns bairros do município do Recife, como Espinheiro, Torre, Madalena e Boa Vista, o nível d'água atinge os 60 m de profundidade (Costa *et al.*, 2000).

No HIDROREC II, Costa *et al.* (2002) compararam a evolução dos níveis de água nos aquíferos Beberibe e Cabo entre 1988 a 1992 e de 1998 a 2002 e identificaram rebaixamento generalizado dos níveis de água em ambos aquíferos. Entre 1998 e 2002 os níveis variaram entre 25 e 40 m em toda região estudada. Se considerado o período entre 1998 e 2002, em algumas regiões os rebaixamentos aumentaram na ordem de 60m. Costa e Costa Filho (2004) reportaram um expressivo rebaixamento médio do aquífero Cabo. A partir dos dados obtidos de um programa de monitoramento que teve início em 1975, no bairro de Boa Viagem, no Recife, os valores de rebaixamento foram de 17 m entre 1975 e 1985, 33 m entre 1986 e 1995, 43 m entre 1996 e 2000, e mais de 90 m entre 2001 e 2015.

Leitão *et al.* (2017), no estudo HIDROREC III, fizeram projeções do rebaixamento na RMR baseados em dados de modelagem do ano 2013 a 2015. Foram considerados cenários realista, otimista e pessimista ao longo de 5, 12 e 20 anos. Os maiores valores de rebaixamento encontraram-se na Zona Norte, no município de Abreu e Lima, com rebaixamentos que podiam chegar a 81,39 m nos próximos 20 anos na situação pessimista.

Figura 16 – Mapas de rebaixamentos médios na camada 1, camada 2 e camada 3 para o período modelado.



Fonte: Elaborado pela autora (2025).

O problema da redução dos níveis de água subterrânea nos aquíferos da RMR é multifatorial. A extração excessiva de água subterrânea, tanto para consumo urbano, quanto industrial e agrícola tem sido o principal fator de rebaixamento do nível desses aquíferos. Um estudo na área de planície no Norte da China mostrou um rebaixamento significativo dos níveis de água subterrânea, com médias entre 25 e 31 m de redução do nível, atribuídos as mudanças climáticas e atividades humanas, como a irrigação (Cao *et al.*, 2013).

Fatores como a intensa urbanização da região também contribuem para o problema, reduzindo a infiltração da precipitação devido à impermeabilização do solo, dificultando a recarga e consequentemente a recuperação dos níveis dos aquíferos. Haq *et al.* (2021) estudaram o impacto da urbanização nos níveis da água subterrânea no Paquistão. A área urbana na região aumentou 37,89% entre 1991 e 2017 e o nível do lençol freático diminuiu a uma taxa de 1,98 mm/ano, e de acordo com os autores, se essa tendência continuar o nível da água subterrânea poderá atingir aproximadamente 160 m abaixo da superfície natural até o final do século.

A própria formação dos aquíferos da RMR também contribui para intensificar o rebaixamento, já que os aquíferos mais importantes da região são predominantemente confinados e semiconfinados, tornando-os mais sensíveis à exploração intensiva e às variações climáticas. O Aquífero Beberibe, por exemplo, por ser confinado, tem uma recarga mais lenta e limitada, sendo diretamente afetado pela combinação da urbanização e exploração intensiva.

Os recursos de água subterrânea e sua recarga a longo prazo são controlados pelas condições climáticas de longo prazo (Jayakumar e Lee, 2017). A diminuição das chuvas e o aumento da evapotranspiração, consequências das mudanças climáticas, também reduzem a recarga desses aquíferos, comprometendo sua capacidade de recuperação, tornando-os mais vulneráveis à superexploração e resultando em rebaixamentos mais acentuados. Na Austrália, um estudo mostrou que 80% da variação do nível da água observada em 26% dos poços analisados pode ser explicada pela variação das condições climáticas (Fan *et al.*, 2023). Os resultados da análise de um aquífero aluvial, extremamente vulnerável a mudança nos padrões de chuva, na Turquia mostraram flutuações sazonais do nível de água de até 30 m (Gunduz e Simsek, 2011). Além disso, a elevação do nível do mar pode levar à intrusão salina, comprometendo a qualidade da água subterrânea.

De acordo com Borba, Costa Filho e Mascarenhas (2010), a super exploração verificada na RMR já ocasionou um rebaixamento significativo nos níveis freáticos e piezométricos, que podem potencializar a intrusão salina. Nos aquíferos próximos ao litoral, como o Aquífero Boa Viagem, fortemente explorado para uso urbano e comercial, a extração excessiva reduz a pressão da água doce, facilitando a entrada da água salgada do oceano. Isso também acontece na região costeira do Aquífero Beberibe, que apesar de mais profundo, a extração intensão favorece a intrusão salina em seus poços, principalmente onde há falhas geológicas ou zonas de recarga comprometidas.

Coelho *et al.* (2018) obtiveram resultados que evidenciam uma marcada diferenciação no comportamento hidrodinâmico dos aquíferos Beberibe e Cabo. Em seu estudo os autores notaram que o aquífero Beberibe e a porção sul do aquífero Cabo apresentaram rebaixamento expressivo dos níveis piezométricos, com variações de até 21 metros ao longo de uma década, acompanhado por valores estáveis de condutividade elétrica. Esses padrões indicam uma exploração intensiva não compensada por recarga significativa. Em contraste, a porção norte do aquífero Cabo, situada nas proximidades da zona estuarina, manteve níveis freáticos estáveis ou em recuperação, apesar da elevada densidade de poços cadastrados. Essa estabilidade, associada a condutividade elétrica elevada e variável, sugere a ocorrência de recarga natural, possivelmente facilitada por paleocanais que atuam como vias preferenciais de fluxo entre sistemas aquíferos superficiais e profundos.

Nesse cenário, a elaboração de estratégias eficazes que conciliem o crescimento urbano e a segurança hídrica para uma gestão sustentável das águas subterrâneas na RMR é urgente. Para isso, é essencial um maior controle da extração de água subterrânea. O monitoramento contínuo dos níveis dos aquíferos, aliado a uma regulamentação e fiscalização mais rígida sobre a perfuração e uso de poços, evitam a retirada excessiva que compromete a recarga natural. Essas medidas são importantes especialmente nos aquíferos costeiros. Os mapas de rebaixamento auxiliam na visualização das regiões mais críticas, que precisam de intervenção rápida e efetiva. Nas Figuras 13, 14, 15 e 16 é possível perceber que os maiores rebaixamentos acontecem na porção norte da área de estudo, especialmente próximo a costa, afetando aquíferos importantes como o Beberibe. A criação de barreiras hidráulicas por meio de injeção de água doce para impedir a entrada de água salgada nos aquíferos também seria uma estratégia interessante.

A implementação de infraestrutura verde, como jardins de infiltração e pavimentos permeáveis (Li *et al.*, 2019; Moretti *et al.*, 2025), e a proteção das áreas de infiltração, como medidas de reflorestamento e preservação de matas ciliares, desempenham um papel crucial para contornar o problema da redução da recarga natural causado pela urbanização intensiva.

No geral, um planejamento urbano integrado à gestão hídrica é fundamental para mitigar os impactos da urbanização e expansão sobre os aquíferos. O fortalecimento da governança e da fiscalização, com a participação da Agência Pernambucana de Águas e Clima e da Secretaria de Recursos Hídricos e Saneamento do estado, é essencial para garantir o cumprimento das diretrizes de preservação e exploração responsável da água subterrânea.

5 CONCLUSÕES

A modelagem de águas subterrâneas é uma ferramenta valiosa para o gerenciamento sustentável das águas subterrâneas, auxiliando a definir a dinâmica dessas águas e compreender o impacto da intervenção humana, especialmente frente ao cenário atual das mudanças climáticas. Porém, a modelagem subterrânea é uma tarefa desafiadora devido à escassez de medições hidrológicas e hidrogeológicas com a espacialidade geográfica e temporal adequada. Assim, a integração dos modelos de fluxo subterrâneo com dados de sensoriamento remoto e técnicas de SIG potencializa a obtenção de estudos de modelagem.

Os resultados obtidos a partir da modelagem numérica com dados de sensoriamento remoto mostraram a vulnerabilidade da água subterrânea da RMR a intrusão marinha, além do significativo rebaixamento do nível dos aquíferos no decorrer dos anos analisados, principalmente dos aquíferos Cabo e Beberibe. Os coeficientes de correlação e determinação obtidos na calibração, apesar de indicarem um bom ajuste entre dados observados e simulados ($r = 0,98$ e $R^2 = 0,97$), os valores dos erros relativos (ERMA = 42,96% e RRMSE = 23,96%) sugerem a presença de discrepâncias significativas em algumas áreas, possivelmente associadas a limitações na distribuição espacial dos dados de calibração e à heterogeneidade dos aquíferos.

REFERÊNCIA

- ADHIKARI, R. K.; YILMAZ, A. G.; MAINALI, B.; DYSON, P.; IMTEAZ, M. A. **Methods of Groundwater Recharge Estimation under Climate Change: A ReviewSustainability (Switzerland)**MDPI, , 1 dez. 2022.
- AHMADI, A.; OLYAEI, M.; HEYDARI, Z.; EMAMI, M.; ZEYNOLABEDIN, A.; GHOMLAGHI, A.; DACCACHE, A.; FOGG, G. E.; SADEGH, M. **Groundwater Level Modeling with Machine Learning: A Systematic Review and Meta-AnalysisWater (Switzerland)**MDPI, , 1 mar. 2022.
- AMARAL, F. E. DO; CIRILO, J. A.; NETO, A. R. Use of geoprocessing techniques in the optimization of the pipeline alignment of water supply systems with the use of a high definition database. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 381–391, 2020.
- AMORE, L. **The United Nations World Water Development Report-N 4-Groundwater and Global Change: Trends, Opportunities and Challenges (Vol. 1)**. [s.l.] UNESCO, 2012. v. 1
- ANDERSON, M. P.; WOESSNER, W. W.; HUNT, R. J. **Applied groundwater modeling : simulation of flow and advective transport**. 2. ed. [s.l.] Academic Press, 2015.
- ARRUDA GOMES, M. M. DE; MELO VERÇOSA, L. F. DE; CIRILO, J. A. Hydrologic models coupled with 2D hydrodynamic model for high-resolution urban flood simulation. **Natural Hazards**, v. 108, n. 3, p. 3121–3157, 1 set. 2021.
- ASSOCIAÇÃO PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA (APAC). **A Gestão das Águas Subterrâneas em Pernambuco**2021
- ASTM DESIGNATION: D 5611-94 E1. **Standard Guide for Conducting a Sensitivity Analysis for a Ground-Water Flow Model Application**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <www.astm.org>.
- BARBOSA, L. R. *et al.* A satellite-based approach to estimating spatially distributed groundwater recharge rates in a tropical wet sedimentary region despite cloudy conditions. **Journal of Hydrology**, v. 607, 1 abr. 2022.
- BARBOSA, S. A.; JONES, N. L.; WILLIAMS, G. P.; MAMANE, B.; BEGOU, J.; NELSON, E. J.; AMES, D. P. Exploiting Earth Observations to Enable Groundwater Modeling in the Data-Sparse Region of Goulbi Maradi, Niger. **Remote Sensing**, v. 15, n. 21, 1 nov. 2023.
- BAUER, C. J. Water Conflicts and Entrenched Governance Problems in Chile's Market Model. **Water Alternatives**, v. 8, n. 2, p. 147–172, 2015.
- BAYANZUL, B.; NAKAMURA, K.; MACHIDA, I.; WATANABE, N.; KOMAI, T. Construction of a conceptual model for confined groundwater flow in the Gunii Khooloi

Basin, Southern Gobi Region, Mongolia. **Hydrogeology Journal**, v. 27, n. 5, p. 1581–1596, 1 ago. 2019.

BELAY, A. S.; YENEHUN, A.; NIGATE, F.; TILAHUN, S. A.; DESSIE, M.; MOGES, M. M.; CHEN, M.; FENTIE, D.; ADGO, E.; NYSSSEN, J.; WALRAEVEENS, K. Estimation of spatially distributed groundwater recharge in data-scarce regions. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 56, 1 dez. 2024.

BITTNER, D.; RYCHLIK, A.; KLÖFFEL, T.; LEUTERITZ, A.; DISSE, M.; CHIOGNA, G. A GIS-based model for simulating the hydrological effects of land use changes on karst systems – The integration of the LuKARS model into FREEWAT. **Environmental Modelling and Software**, v. 127, 1 maio 2020.

BORBA, A. L. S.; COSTA FILHO, W. D.; MASCARENHAS, J. C. **CONFIGURAÇÃO GEOMÉTRICA DOS AQUÍFEROS DA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE**XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. **Anais...**Recife-PE: 2010

BRUNETTI, G. F. A.; MAIOLO, M.; FALLICO, C.; SEVERINO, G. Unraveling the complexities of a highly heterogeneous aquifer under convergent radial flow conditions. **Engineering with Computers**, v. 40, p. 3115–3130, 1 out. 2024.

CABRAL, J. J. DA S. P.; SANTOS, S. M. DOS; MONTENEGRO, S. M. G. L.; DEMETRIO, J. G.; CIRILO, J. A.; MANOEL FILHO, J.; SANTOS, A. C.; MONTENEGRO, A. A. DE A. **FERRAMENTAS PARA O GERENCIAMENTO INTEGRADO DOS AQUÍFEROS DA REGIÃO METROPOLITANA DE RECIFE**XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Belo Horizonte, MG . **Anais...**Belo Horizonte: 1999

CAO, G.; ZHENG, C.; SCANLON, B. R.; LIU, J.; LI, W. Use of flow modeling to assess sustainability of groundwater resources in the North China Plain. **Water Resources Research**, v. 49, n. 1, p. 159–175, 2013.

CARRERA, J.; HIDALGO, J. J.; SLOOTEN, L. J.; VÁZQUEZ-SUÑÉ, E. Computational and conceptual issues in the calibration of seawater intrusion models. **Hydrogeology Journal**, v. 18, n. 1, p. 131–145, fev. 2010.

CARY, L. *et al.* Origins and processes of groundwater salinization in the urban coastal aquifers of Recife (Pernambuco, Brazil): A multi-isotope approach. **Science of the Total Environment**, v. 530–531, p. 411–429, 5 out. 2015.

CASTELLAZZI, P.; LONGUEVERGNE, L.; MARTEL, R.; RIVERA, A.; BROUARD, C.; CHAUSSARD, E. Quantitative mapping of groundwater depletion at the water management scale using a combined GRACE/InSAR approach. **Remote Sensing of Environment** , v. 205, p. 408–418, 2018.

CHATTON, E. *et al.* Glacial recharge, salinisation and anthropogenic contamination in the coastal aquifers of Recife (Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 569–570, p. 1114–1125, 1 nov. 2016.

CHRYSAANTHOPOULOS, E.; PERDIKAKI, M.; GIANNOULOPOULOS, P.; KALLIORAS, A. Groundwater modeling of coastal aquifers using calibration in pre-development state. **Environmental Earth Sciences**, v. 83, n. 12, 1 jun. 2024.

CIRILO, J. A.; RIBEIRO NETO, A.; RAMOS, N. M. R.; FORTUNATO, C. F.; SOUZA, J. D. S. DE; BEZERRA, S. DE T. M. Management of water supply systems from interbasin transfers: case study in the Brazilian semiarid region. **Urban Water Journal**, v. 18, n. 8, p. 660–671, 2021.

CIRILO, J. A.; VERÇOSA, L. F. DE M.; GOMES, M. M. DE A.; FEITOZA, M. A. B.; FERRAZ, G. DE F.; SILVA, B. DE M. Development and application of a rainfall-runoff model for semi-arid regions. **Brazilian Journal of Water Resources**, v. 25, n. e15, p. 1–19, 2020.

COELHO, V. H. R.; BERTRAND, G. F.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; PAIVA, A. L. R.; ALMEIDA, C. N.; GALVÃO, C. O.; BARBOSA, L. R.; BATISTA, L. F. D. R.; FERREIRA, E. L. G. A. Piezometric level and electrical conductivity spatiotemporal monitoring as an instrument to design further managed aquifer recharge strategies in a complex estuarial system under anthropogenic pressure. **Journal of Environmental Management**, v. 209, p. 426–439, 1 mar. 2018.

COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S.; ALMEIDA, C. N.; SILVA, B. B.; OLIVEIRA, L. M.; GUSMÃO, A. C. V.; FREITAS, E. S.; MONTENEGRO, A. A. A. Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 1–15, 1 maio 2017.

CONDON, L. E.; KOLLET, S.; BIERKENS, M. F. P.; FOGG, G. E.; MAXWELL, R. M.; HILL, M. C.; FRANSEN, H. J. H.; VERHOEF, A.; LOON, A. F. VAN; SULIS, M.; ABESSER, C. **Global Groundwater Modeling and Monitoring: Opportunities and Challenges** *Water Resources Research*. John Wiley and Sons Inc, , 1 dez. 2021.

COSTA, W. D.; COSTA, H. F.; FERREIRA, C. A.; MORAIS, J. F. S. DE; VILLA VERDE, E. R.; COSTA, L. B. **ESTUDO HIDROGEOLÓGICO DOS MUNICÍPIOS DE RECIFE, OLINDA, CAMARAGIBE E JABOATÃO DOS GUARARAPES - HIDROREC II**. Recife: [s.n.].

COSTA, W. D.; FILHO, J. M.; SANTOS, A. C.; COSTA FILHO, W. D.; MONTEIRO, A. B.; SOUZA, F. J. A. DE. ZONEAMENTO DE EXPLOTAÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA CIDADE DO. **X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, p. 1–11, 1998.

COSTA, W. D.; MONTEIRO, A. B.; COSTA FILHO, W. D.; SANTOS, A. C. **CONDICIONAMENTO HIDROGEOLÓGICO DA EXPLOTAÇÃO DO AQUÍFERO COSTEIRO BOA VIAGEM** RFortaleza: Anais em CD do 1. o Congresso Mundial Integrado de Águas Subterrâneas , 2000

COSTA, W. D.; SANTOS, A. C.; COSTA FILHO, W. D. **O CONTROLE ESTRUTURAL NA FORMAÇÃO DOS AQUÍFEROS NA PLANÍCIE DO RECIFE**UFPE - Universidade Federal de Pernambuco, Anais do 8.º Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, ABAS, Recife. **Anais...**1994

CPRM, S. G. DO B. **Mapa hidrogeológico do Brasil ao milionésimo: Nota técnica.** Recife: [s.n.].

DELSMAN, J. R.; HU-A-NG, K. R. M.; VOS, P. C.; LOUW, P. G. B. DE; OUDE ESSINK, G. H. P.; STUYFZAND, P. J.; BIERKENS, M. F. P. Paleo-modeling of coastal saltwater intrusion during the Holocene: An application to the Netherlands. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 18, n. 10, p. 3891–3905, 2 out. 2014.

DINH, N.; NAM, G.; GOTO, A.; OSAWA, K.; NGUYEN, N.; CHAU, V. Modeling for Analyzing Effects of Groundwater Pumping in Can Tho city, Vietnam. **International Association of Lowland Technology**, v. 22, n. 1, p. 33–43, 2019.

DOHERTY, J.; SIMMONS, C. T. Groundwater modelling in decision support: reflections on a unified conceptual framework. **Hydrogeology Journal**, v. 21, n. 7, p. 1531–1537, nov. 2013.

EHTESHAMI, M.; SALARI, M.; ZARESEFAT, M. Sustainable development analyses to evaluate groundwater quality and quantity management. **Modeling Earth Systems and Environment**, v. 2, n. 3, p. 1–9, 1 set. 2016.

EL-HADIDY, S. M.; MORSY, S. M. Expected spatio-temporal variation of groundwater deficit by integrating groundwater modeling, remote sensing, and GIS techniques. **Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science**, v. 25, n. 1, p. 97–111, 1 fev. 2022.

ELMOTAWAKKIL, A.; SADIKI, A.; ENNEYA, N. Predicting groundwater level based on remote sensing and machine learning: a case study in the Rabat-Kénitra region. **Journal of Hydroinformatics**, v. 26, n. 10, p. 2639–2667, 1 out. 2024.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE AGROPECUÁRIA. **Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco** Recife Embrapa Solos, , 2001.

EVANS, S.; WILLIAMS, G. P.; JONES, N. L.; AMES, D. P.; NELSON, E. J. Exploiting earth observation data to impute groundwater level measurements with an extreme learning machine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 12, 1 jun. 2020.

FALLATAH, O. A.; AHMED, M.; CARDACE, D.; BOVING, T.; AKANDA, A. S. Assessment of modern recharge to arid region aquifers using an integrated geophysical, geochemical, and remote sensing approach. **Journal of Hydrology**, v. 569, p. 600–611, 1 fev. 2019.

FAN, X.; PETERSON, T. J.; HENLEY, B. J.; ARORA, M. Groundwater Sensitivity to Climate Variations Across Australia. **Water Resources Research**, v. 59, n. 11, 1 nov. 2023.

FILIPPIS, G. DE *et al.* Spatial data management and numerical modelling: Demonstrating the application of the QGIS-integrated FREEWAT platform at 13 case studies for tackling groundwater resource management. **Water (Switzerland)**, v. 12, n. 1, 1 jan. 2020.

FILIPPIS, G. DE; GHETTA, M.; NEUMANN, J.; CARDOSO, M.; CANNATA, M.; BORSI, I.; ROSSETTO, R. FREEWAT User Manual, Volume 1 - Groundwater

modeling using MODFLOW-OWHM (One Water Hydrologic Flow Model). v. version, 2017.

FRANCÉS, A. P.; LUBCZYNSKI, M. W.; ROY, J.; SANTOS, F. A. M.; MAHMOUDZADEH ARDEKANI, M. R. Hydrogeophysics and remote sensing for the design of hydrogeological conceptual models in hard rocks - Sardón catchment (Spain). **Journal of Applied Geophysics**, v. 110, p. 63–81, 1 nov. 2014.

GEMITZI, A.; AJAMI, H.; RICHNOW, H. H. Developing empirical monthly groundwater recharge equations based on modeling and remote sensing data – Modeling future groundwater recharge to predict potential climate change impacts. **Journal of Hydrology**, v. 546, p. 1–13, 1 mar. 2017.

GITHUI, F.; SELLE, B.; THAYALAKUMARAN, T. Recharge estimation using remotely sensed evapotranspiration in an irrigated catchment in southeast Australia. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 9, p. 1379–1389, 30 abr. 2012.

GONZÁLEZ-ORTIGOZA, S.; HERNÁNDEZ-ESPRIÚ, A.; ARCINIEGA-ESPARZA, S. Regional modeling of groundwater recharge in the Basin of Mexico: new insights from satellite observations and global data sources. **Hydrogeology Journal**, v. 31, n. 7, p. 1971–1990, 1 nov. 2023.

GRAAF, I. E. M. DE; GLEESON, T.; BEEK, L. P. H. (RENS) VAN; SUTANUDJAJA, E. H.; BIERKENS, M. F. P. Environmental flow limits to global groundwater pumping. **Nature**, v. 574, n. 7776, p. 90–94, 3 out. 2019.

GROPIUS, M.; DAHABIYEH, M.; HYARI, M. AL; BRÜCKNER, F.; LINDENMAIER, F.; VASSOLO, S. Estimation of unrecorded groundwater abstractions in Jordan through regional groundwater modelling. **Hydrogeology Journal**, v. 30, n. 6, p. 1769–1787, 1 set. 2022.

GUNDUZ, O.; SIMSEK, C. Influence of climate change on Shallow groundwater resources: The link between precipitation and groundwater levels in alluvial systems. **NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security**, v. 3, p. 225–233, 2011.

HAQ, F. UL; NAEEM, U. A.; GABRIEL, H. F.; KHAN, N. M.; AHMAD, I.; UR REHMAN, H.; ZAFAR, M. A. Impact of Urbanization on Groundwater Levels in Rawalpindi City, Pakistan. **Pure and Applied Geophysics**, v. 178, n. 2, p. 491–500, 1 fev. 2021.

HARBAUGH, A. W. **MODFLOW-2005: the U.S. Geological Survey modular ground-water model--the ground-water flow process**. [s.l: s.n.].

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022: Resultados Preliminares da Amostra**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

IPCC. **Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate** **The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge, UK and New York, USA: Cambridge University Press, 2019.

____. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability: Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. [s.l.: s.n.].

JAYAKUMAR, R.; LEE, E. Climate change and groundwater conditions in the Mekong Region-A review. **Journal of Groundwater Science and Engineering**, v. 5, n. 1, p. 14–30, 2017.

KETEMAW, T.; HUSSIEN, A.; WOLDEMARIYAM TESEMA, F.; ABADI BERHE, B. Numerical Groundwater Flow Modeling of Dijil River Catchment, Debre Markos Area, Ethiopia. **Momona Ethiopian Journal of Science**, v. 13, n. 1, p. 89–109, 15 ago. 2021.

KNOCHE, M.; FISCHER, C.; POHL, E.; KRAUSE, P.; MERZ, R. Combined uncertainty of hydrological model complexity and satellite-based forcing data evaluated in two data-scarce semi-arid catchments in Ethiopia. **Journal of Hydrology**, v. 519, n. PB, p. 2049–2066, 7 nov. 2014.

KOLTSIDA, E.; KALLIORAS, A. Groundwater flow simulation through the application of the FREEWAT modeling platform. **Journal of Hydroinformatics**, v. 21, n. 5, p. 812–833, 1 set. 2019.

KUMAR, P. J. S.; SCHNEIDER, M.; ELANGO, L. **The state-of-the-art estimation of groundwater recharge and water balance with a special emphasis on India: A critical review**Sustainability (Switzerland)MDPI, , 1 jan. 2022.

LAWFORD, R.; BOGARDI, J.; MARX, S.; JAIN, S.; WOSTL, C. P.; KNÜPPE, K.; RINGLER, C.; LANSIGAN, F.; MEZA, F. **Basin perspectives on the Water-Energy-Food Security Nexus**Current Opinion in Environmental Sustainability, dez. 2013.

LEITÃO, T. *et al.* **Estudos sobre a Disponibilidade e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Região Metropolitana do Recife**. Recife: [s.n.].

LI, J.; LI, F.; LI, H.; GUO, C.; DONG, W. Analysis of rainfall infiltration and its influence on groundwater in rain gardens. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 22, p. 22641–22655, 1 ago. 2019.

LIANG, E.; WANG, J. Advanced Remote Sensing: Terrestrial Information Extraction and Applications. **Em: Academic Press (Elsevier)**. [s.l.] Informa UK Limited, 2019. v. 2 edp. 992.

LIMA NETO, O. C.; RIBEIRO NETO, A.; ALVES, F. H. B.; CIRILO, J. A. Sub-daily hydrological-hydrodynamic simulation in flash flood basins: Una river (Pernambuco/Brazil). **Revista Ambiente e Agua**, v. 15, n. 5, p. e2256, 20202.

LINS, R. C.; MARTINEZ, J. M.; MARQUES, D. DA M.; CIRILO, J. A.; MEDEIROS, P. R. P.; JÚNIOR, C. R. F. A multivariate analysis framework to detect key environmental factors affecting spatiotemporal variability of chlorophyll-a in a tropical productive estuarine-lagoon system. **Remote Sensing**, v. 10, n. 6, 1 jun. 2018.

LOBO FERREIRA, J. P. Mathematical model for the evaluation of the recharge of aquifers in semiarid regions with Scarce (Lack) hydrogeological data. **EUROPEAN MECHANICS COLLOQUIUM - EUROMECH**, v. 143, 1981.

LOPES, A. V. G. **ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS, AMBIENTAIS E JURÍDICOS COMO FERRAMENTA PARA USO E PROTEÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA REGIÃO METROPOLITANA DO RECIFE**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2012.

LOUWYCK, A.; VANDENBOHEDE, A.; HEUVELMANS, G.; CAMP, M. VAN; WALRAEVEN, K. The Water Budget Myth and Its Recharge Controversy: Linear vs. Nonlinear Models. **Groundwater**, v. 61, n. 1, p. 100–110, 1 jan. 2023.

LUNA, R. M. R. DE; GARNÉS, S. J. DOS A.; CABRAL, J. J. DA S. P.; SANTOS, S. M. DOS. Groundwater overexploitation and soil subsidence monitoring on Recife plain (Brazil). **Natural Hazards**, v. 86, n. 3, p. 1363–1376, 1 abr. 2017.

MAJUMDAR, S.; SMITH, R.; BUTLER, J. J.; LAKSHMI, V. Groundwater Withdrawal Prediction Using Integrated Multitemporal Remote Sensing Data Sets and Machine Learning. **Water Resources Research**, v. 56, n. 11, 1 nov. 2020.

MAJUMDAR, S.; SMITH, R.; CONWAY, B. D.; LAKSHMI, V. **Advancing remote sensing and machine learning-driven frameworks for groundwater withdrawal estimation in Arizona: Linking land subsidence to groundwater withdrawals** Hydrological Processes. **Anais...** John Wiley and Sons Ltd, 1 nov. 2022

MAKHLOUF, A.; EL-RAWY, M.; KANAE, S.; IBRAHIM, M. G.; SHARAAN, M. Integrating MODFLOW and machine learning for detecting optimum groundwater abstraction considering sustainable drawdown and climate changes. **Journal of Hydrology**, v. 637, 1 jun. 2024.

MALEKZADEH, M.; KARDAR, S.; SHABANLOU, S. Simulation of groundwater level using MODFLOW, extreme learning machine and Wavelet-Extreme Learning Machine models. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 9, 1 out. 2019.

MARTOS-ROSILLO, S.; GONZÁLEZ-RAMÓN, A.; JIMÉNEZ-GAVILÁN, P.; ANDREO, B.; DURÁN, J. J.; MANCERA, E. Review on groundwater recharge in carbonate aquifers from SW Mediterranean (Betic Cordillera, S Spain). **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 12, p. 7571–7581, 1 dez. 2015.

MCDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. **A MODULAR THREE-DIMENSIONAL FINITE-DIFFERENCE GROUND-WATER FLOW MODEL**. Reston, VA, USA: [s.n.].

MCDONALD, M. G.; HARBAUGH, A. W. **A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model**. Denver: [s.n.].

MENICHINI, M.; DOVERI, M. Modelling tools for quantitative evaluations on the Versilia coastal aquifer system (Tuscany, Italy) in terms of groundwater components and possible effects of climate extreme events. **Acque Sotterranee - Italian Journal of Groundwater**, v. 9, n. 3, p. 35–44, 2020.

MEYER, R.; ENGESGAARD, P.; SONNENBORG, T. O. Origin and Dynamics of Saltwater Intrusion in a Regional Aquifer: Combining 3-D Saltwater Modeling With Geophysical and Geochemical Data. **Water Resources Research**, v. 55, n. 3, p. 1792–1813, 1 mar. 2019.

MONTEIRO, A. B. **MODELAGEM DO FLUXO SUBTERRÂNEO NOS AQÜÍFEROS DA PLANÍCIE DO RECIFE E SEUS ENCAIXES**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2000.

MORETTI, L.; ALTOBELLI, L.; CANTISANI, G.; SERRONE, G. DEL. Permeable Interlocking Concrete Pavements: A Sustainable Solution for Urban and Industrial Water Management. **Water (Switzerland)**, v. 17, n. 6, 1 mar. 2025.

NOBRE, B. V. B.; CIRILO, J. A. Hydrological modeling applied to water synergy evaluation in Castanhão Reservoir, Ceará, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 197, n. 1, 1 jan. 2025.

NOFAL, E. R.; AMER, M. A.; EL-DIDY, S. M.; FEKRY, A. M. Delineation and modeling of seawater intrusion into the Nile Delta Aquifer: A new perspective. **Water Science**, v. 29, n. 2, p. 156–166, 2015.

OLIVEIRA, G. A. DE; SILVA RIBEIRO, A. A. DA; CIRILO, J. A. Collaborative spatial information as an alternative data source for hydrodynamic model calibration: a Pernambuco State case study, Brazil. **Natural Hazards**, v. 118, n. 2, p. 1535–1559, 1 set. 2023.

OUYANG, L.; ZHAO, Z.; ZHOU, D.; CAO, J.; QIN, J.; CAO, Y.; HE, Y. Study on the Relationship between Groundwater and Land Subsidence in Bangladesh Combining GRACE and InSAR. **Remote Sensing**, v. 16, n. 19, 1 out. 2024.

PFALTZGRAFF, P. A. S. *et al.* **Sistema de Informações Geoambientais da Região Metropolitana do Recife**. Recife: [s.n.].

POSTEL, S. L. **ENTERING AN ERA OF WATER SCARCITY: THE CHALLENGES AHEAD** Ecological Applications. [s.l: s.n.].

RAFIK, A.; AIT BRAHIM, Y.; AMAZIRH, A.; OUARANI, M.; BARGAM, B.; OUATIKI, H.; BOUSLIHIM, Y.; BOUCHAOU, L.; CHEHBOUNI, A. Groundwater level forecasting in a data-scarce region through remote sensing data downscaling, hydrological modeling, and machine learning: A case study from Morocco. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 50, 1 dez. 2023.

REILLY, T. E.; HARBAUGH, A. W. **Guidelines for Evaluating Ground-Water Flow Models**. [s.l: s.n.].

RIBEIRO, A. A. DA S.; OLIVEIRA, G. A. DE; CIRILO, J. A.; ALVES, F. H. B.; BATISTA, L. F. D. R.; MELO, V. B. Floodplain reconstitution based on data collected via smartphones: A methodological approach to hydrological risk mapping. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 25, p. 1–13, 2020.

ROSSETTO, R.; BORSI, I.; FOGLIA, L. FREEWAT: FREE and open source software tools for WATER resource management. **Rendiconti Online Societa Geologica Italiana**, v. 35, p. 252–255, 2015.

ROSSETTO, R.; FILIPPIS, G. DE; BORSI, I.; FOGLIA, L.; CANNATA, M.; CRIOLLO, R.; VÁZQUEZ-SUÑÉ, E. Integrating free and open source tools and distributed modelling codes in GIS environment for data-based groundwater management. **Environmental Modelling and Software**, v. 107, p. 210–230, 1 set. 2018.

SANTAROSA, L. V.; PINTO, G. V. F.; BLANDÓN LUENGAS, J. S.; GASTMANS, D. Remote sensing to quantify potential aquifer recharge as a complementary tool for groundwater monitoring. **Hydrological Sciences Journal**, 2024.

SEVERINO, G.; FALLICO, C.; BRUNETTI, G. F. A. Correlation Structure of Steady Well-Type Flows Through Heterogeneous Porous Media: Results and Application. **Water Resources Research**, v. 60, n. 2, p. 1–15, 1 fev. 2024.

SILVA, C. DE O. F.; MANZIONE, R. L.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L. Combining remotely sensed actual evapotranspiration and GIS analysis for groundwater level modeling. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 15, 1 ago. 2019.

SILVA, M. C. DE O.; VASCONCELOS, R. S.; CIRILO, J. A. Risk Mapping of Water Supply and Sanitary Sewage Systems in a City in the Brazilian Semi-Arid Region Using GIS-MCDA. **Water (Switzerland)**, v. 14, n. 20, 1 out. 2022.

SOUZA, J. D. S. DE; CIRILO, J. A.; BEZERRA, S. DE T. M.; OLIVEIRA, G. A. DE; FREIRE, G. D.; COUTINHO, A. P.; CABRAL, J. J. DA S. P. Decision Support System for the Integrated Management of Multiple Supply Systems in the Brazilian Semiarid Region. **Water (Switzerland)**, v. 15, n. 2, 1 jan. 2023.

STEPHENS, G. L.; SLINGO, J. M.; RIGNOT, E.; REAGER, J. T.; HAKUBA, M. Z.; DURACK, P. J.; WORDEN, J.; ROCCA, R. **Earth's water reservoirs in a changing climate** *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* Royal Society Publishing, , 1 abr. 2020.

SZILAGYI, J.; JOZSA, J. MODIS-aided statewide net groundwater-recharge estimation in nebraska. **Groundwater**, v. 51, n. 5, p. 735–744, set. 2013.

TAYLOR, R. G. *et al.* **Ground water and climate change** *Nature Climate Change*, abr. 2013.

TEIMOORI, S.; OLYA, M. H.; MILLER, C. J. Groundwater level monitoring network design with machine learning methods. **Journal of Hydrology**, v. 625, 1 out. 2023.

UNESCO. **The United Nations World Water Development Report 2022: groundwater: making the invisible visible; facts and figures.** [s.l.] United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, 2022.

VALDÉS-PINEDA, R. *et al.* Water governance in Chile: Availability, management and climate change. **Journal of Hydrology**, v. 519, n. PC, p. 2538–2567, 7 nov. 2014.

VIGUIER, B.; JOURDE, H.; YÁÑEZ, G.; LIRA, E. S.; LEONARDI, V.; MOYA, C. E.; GARCÍA-PÉREZ, T.; MARINGUE, J.; LICTEVOUT, E. Multidisciplinary study for the assessment of the geometry, boundaries and preferential recharge zones of an overexploited aquifer in the Atacama Desert (Pampa del Tamarugal, Northern Chile). **Journal of South American Earth Sciences**, v. 86, p. 366–383, 1 out. 2018.

VIRÃES, M. V.; CIRILO, J. A. Regionalization of hydrological model parameters for the semi-arid region of the northeast Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, 2019.

WANG, G. Y.; YOU, G.; SHI, B.; YU, J.; TUCK, M. Long-term land subsidence and strata compression in Changzhou, China. **Engineering Geology**, v. 104, n. 1–2, p. 109–118, 24 fev. 2009.

WASSEF, R.; SCHÜTTRUMPF, H. Impact of sea-level rise on groundwater salinity at the development area western delta, Egypt. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 2–3, p. 85–103, 1 ago. 2016.

WEI, Y.; WHITE, R.; HU, K.; WILLETT, I. Valuing the environmental externalities of oasis farming in Left Banner, Alxa, China. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2151–2157, set. 2010.

YANG, X.; DAI, C.; LIU, G.; LI, C. Research on the Jiamusi Area's Shallow Groundwater Recharge Using Remote Sensing and the SWAT Model. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 14, n. 16, 1 ago. 2024.

YE, M.; POHLMANN, K. F.; CHAPMAN, J. B.; POHLL, G. M.; REEVES, D. M. A model-averaging method for assessing groundwater conceptual model uncertainty. **Ground Water**, v. 48, n. 5, p. 716–728, set. 2010.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As estimativas de precipitação com o conjunto de dados do CHIRPS apresentaram desempenho satisfatório em relação às estações pluviométricas da Região Metropolitana do Recife (RMR), evidenciando boa acurácia na detecção de eventos de chuva, bem como adequada representação da variabilidade espaço-temporal da precipitação. Em contraste, os dados provenientes de reanálise ERA5, embora consigam refletir a sazonalidade observada nos registros *in situ*, tendem a subestimar a precipitação, especialmente nos meses chuvosos.

A incorporação dos dados CHIRPS no modelo BALSEQ mostrou-se satisfatória na representação da recarga, demonstrando que a qualidade e a escolha das fontes de dados de entrada são determinantes para a confiabilidade dos resultados. O uso desses dados possibilitou uma melhor caracterização da variabilidade espacial de um dos principais fatores que influenciam a dinâmica da recarga subterrânea. Dessa forma, o BALSEQ foi capaz de superar as limitações inerentes à escassez e à distribuição irregular das estações pluviométricas, resultando em estimativas mais representativas da recarga em uma região extensa e com heterogeneidades climáticas e geográficas como a RMR.

O modelo FREEWAT representou adequadamente o comportamento do fluxo subterrâneo da RMR no período entre 2004 e 2023, embora tenha apresentado erros relativos consideráveis. Esses erros refletem, além de outros fatores, a influência das medições piezométricas no processo de calibração, uma vez que a distribuição espacial e temporal limitada dos dados observados dificultaram o equilíbrio os dados medidos e simulados.

A redução dos níveis de água subterrânea nos aquíferos da RMR obtidos na modelagem condizem com a ordem de grandeza observada em estudos anteriores. Os valores são significativos e preocupantes, reafirmando a existência de um problema complexo e multifatorial, decorrente da combinação de fatores antrópicos e climáticos. Os mapas de rebaixamento indicam maior vulnerabilidade nas áreas costeiras, especialmente ao norte da RMR.

As precipitações têm efeitos preponderantes sobre a recarga das águas subterrâneas na RMR. Os efeitos integrados das alterações no regime de chuvas, aumento da urbanização e a intensificação da exploração, tornam os aquíferos mais suscetíveis ao colapso. Nesse contexto, a existência de uma rede de monitoramento

com cobertura espacial e temporal adequada dos principais parâmetros e informações que caracterizam o aquífero desempenha um papel fundamental para uma exploração sustentável, demandando uma gestão eficiente dos recursos hídricos subterrâneos, pautada por uma governança sólida que promova a segurança hídrica.

A abordagem utilizada neste estudo trouxe informações perceptíveis sobre a sensibilidade dos aquíferos da RMR às dinâmicas de exploração, podendo subsidiar estratégias mais eficazes de planejamento e gestão dos recursos hídricos na região.

Como recomendações para trabalhos futuros, sugere-se:

- O uso de técnicas de aprendizado de máquina e inteligência artificial para tratamento de incertezas, preenchimento de lacunas e identificações dos padrões nos conjuntos de dados. Essas ferramentas também podem ser utilizadas para melhorar a calibração e validação de modelos, aprimorando as previsões;
- A implementação de módulos de simulação da intrusão salina, permitindo a avaliação da vulnerabilidade do sistema aquífero à salinização e identificação de áreas críticas, que servirão de apoio para o desenvolvimento de estratégias de mitigação para proteção da qualidade da água;
- A integração de dados geotécnicos para analisar a subsidência do solo associada à exploração de água subterrânea, uma vez que o rebaixamento do nível do aquífero pode resultar em deformações do solo;
- A inclusão de modelos que considerem parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água, possibilitando o monitoramento da evolução da qualidade da água ao longo do tempo e a identificação de possíveis fontes de contaminação;
- A simulação do fluxo na área a partir de cenários climáticos futuros, como os Representantes de Caminhos de Concentração (RCPs). Essa abordagem avaliaria como possíveis alterações nos padrões de precipitação, temperatura e evapotranspiração podem afetar os níveis piezométricos e a disponibilidade dos recursos hídricos subterrâneos, sendo uma análise crucial para embasar estratégias de adaptação às mudanças climáticas.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA (APAC). **A Gestão das Águas Subterrâneas em Pernambuco** 2021
- ANDERSON, M. P.; WOESSNER, W. W.; HUNT, R. J. **Applied groundwater modeling : simulation of flow and advective transport**. 2. ed. [s.l.] Academic Press, 2015.
- BARBOSA, L. R. *et al.* A satellite-based approach to estimating spatially distributed groundwater recharge rates in a tropical wet sedimentary region despite cloudy conditions. **Journal of Hydrology**, v. 607, 1 abr. 2022.
- BATISTA, J. C. B. **Superexploração de águas subterrâneas, o caso de Recife**. São Paulo: Instituto de Geociências, 2015.
- BELAY, A. S.; YENEHUN, A.; NIGATE, F.; TILAHUN, S. A.; DESSIE, M.; MOGES, M. M.; CHEN, M.; FENTIE, D.; ADGO, E.; NYSSSEN, J.; WALRAEVENS, K. Estimation of spatially distributed groundwater recharge in data-scarce regions. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 56, 1 dez. 2024.
- CABRAL, J. J. S. P.; FARIAS, V. P.; SOBRAL, M. D. C.; PAIVA, A. L. R. DE; SANTOS, R. B. **Groundwater management in Recife** *Water International* International Water Resources Association, , 2008.
- COELHO, V. H. R.; MONTENEGRO, S.; ALMEIDA, C. N.; SILVA, B. B.; OLIVEIRA, L. M.; GUSMÃO, A. C. V.; FREITAS, E. S.; MONTENEGRO, A. A. A. Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data. **Journal of Hydrology**, v. 548, p. 1–15, 1 maio 2017.
- CONDON, L. E.; KOLLET, S.; BIERKENS, M. F. P.; FOGG, G. E.; MAXWELL, R. M.; HILL, M. C.; FRANSEN, H. J. H.; VERHOEF, A.; LOON, A. F. VAN; SULIS, M.; ABESSER, C. **Global Groundwater Modeling and Monitoring: Opportunities and Challenges** *Water Resources Research* John Wiley and Sons Inc, , 1 dez. 2021.
- COSTA FILHO, W. D. **ESTUDO HIDROQUÍMICO NOS AQÜÍFEROS DA PLANÍCIE DO RECIFE**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1997.
- COSTA, W. D.; COSTA FILHO, W. D.; COSTA, H. F.; FERREIRA, C. A.; MORAIS, J. F. S.; VERDE, E. R. V.; COSTA, L. B. **Estudo Hidrogeológico de Recife, Olinda, Camaragibe e Jaboatão dos Guararapes - HIDROREC II**. [s.l.: s.n.].
- COSTA, W. D.; MANOEL FILHO, J.; SANTOS, A. C.; COSTA FILHO, W. D.; MONTEIRO, A. B.; SOUSA, F. J. A. DE; LOPES, A. V. G.; SANTOS, A. J. C.; SILVA FILHO, M. C.; SILVA, M. J. DA. **Estudo Hidrogeológico da Região Metropolitana do Recife**. Recife: [s.n.].
- FALLATAH, O. A.; AHMED, M.; CARDACE, D.; BOVING, T.; AKANDA, A. S. Assessment of modern recharge to arid region aquifers using an integrated geophysical, geochemical, and remote sensing approach. **Journal of Hydrology**, v. 569, p. 600–611, 1 fev. 2019.

FARIAS, V. P. DE. **ESTUDO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA ÁREA DO COMPLEXO MÉDICO-EMPRESARIAL DA ILHA DO LEITE E REGIÕES ADJACENTES NO MUNICÍPIO DE RECIFE - PE**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2003.

GEMITZI, A.; AJAMI, H.; RICHNOW, H. H. Developing empirical monthly groundwater recharge equations based on modeling and remote sensing data – Modeling future groundwater recharge to predict potential climate change impacts. **Journal of Hydrology**, v. 546, p. 1–13, 1 mar. 2017.

GITHUI, F.; SELLE, B.; THAYALAKUMARAN, T. Recharge estimation using remotely sensed evapotranspiration in an irrigated catchment in southeast Australia. **Hydrological Processes**, v. 26, n. 9, p. 1379–1389, 30 abr. 2012.

GONZÁLEZ-ORTIGOZA, S.; HERNÁNDEZ-ESPRIÚ, A.; ARCINIEGA-ESPARZA, S. Regional modeling of groundwater recharge in the Basin of Mexico: new insights from satellite observations and global data sources. **Hydrogeology Journal**, v. 31, n. 7, p. 1971–1990, 1 nov. 2023.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2022: Resultados Preliminares da Amostra**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

IPCC. **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability: Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. [s.l.: s.n.].

KNOCH, M.; FISCHER, C.; POHL, E.; KRAUSE, P.; MERZ, R. Combined uncertainty of hydrological model complexity and satellite-based forcing data evaluated in two data-scarce semi-arid catchments in Ethiopia. **Journal of Hydrology**, v. 519, n. PB, p. 2049–2066, 7 nov. 2014.

LEITÃO, T. *et al.* **Estudos sobre a Disponibilidade e Vulnerabilidade dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Região Metropolitana do Recife**. Recife: [s.n.].

LUNA, R. M. R. DE; GARNÉS, S. J. DOS A.; CABRAL, J. J. DA S. P.; SANTOS, S. M. DOS. Groundwater overexploitation and soil subsidence monitoring on Recife plain (Brazil). **Natural Hazards**, v. 86, n. 3, p. 1363–1376, 1 abr. 2017.

MEIJ, J. L. VAN DER; MINNEMA, B. Modelling of the effect of a sea-level rise and land subsidence on the evolution of the groundwater density in the subsoil of the northern part of the Netherlands. **Journal of Hydrology**, v. 226, p. 152–166, 1999.

MONTEIRO, A. B. **MODELAGEM DO FLUXO SUBTERRÂNEO NOS AQUÍFEROS DA PLANÍCIE DO RECIFE E SEUS ENCAIXES**. Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 2000.

MONTENEGRO, S. G.; MONTENEGRO, A. A.; CAVALCANTI, G. L.; MOURA, A. E. S. DE; LINS CAVALCANTI, G.; EINSTEIN, A.; SARAIVA DE MOURA, S. **Recarga Artificial De Aquíferos Com Águas Pluviais Em Meio Urbano Como Alternativa Para A Recuperação Dos Níveis Potenciométricos: Estudo De Caso Na Planície**

Do Recife (PE) 5º Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva. **Anais...** Teresina, Piauí: 2005

MONTENEGRO, S. M. G. L.; CABRAL, J. J. DA S. P.; PAIVA, A. L. R. DE; MONTENEGRO, A. A. DE A.; DEMETRIO, J. G. A.; CAVALCANTI, G. L. Águas Subterrâneas na Zona Costeira da Planície do Recife (PE): Evolução da Salinização e Perspectivas de Gerenciamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 14, n. 3, p. 81–93, 2009.

SILVA, C. DE O. F.; MANZIONE, R. L.; ALBUQUERQUE FILHO, J. L. Combining remotely sensed actual evapotranspiration and GIS analysis for groundwater level modeling. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 15, 1 ago. 2019.

SZILAGYI, J.; JOZSA, J. MODIS-aided statewide net groundwater-recharge estimation in nebraska. **Groundwater**, v. 51, n. 5, p. 735–744, set. 2013.

YANG, X.; DAI, C.; LIU, G.; LI, C. Research on the Jiamusi Area's Shallow Groundwater Recharge Using Remote Sensing and the SWAT Model. **Applied Sciences (Switzerland)**, v. 14, n. 16, 1 ago. 2024.

APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DAS UNIDADES REPRESENTATIVAS DE TIPO DE SOLO

Unidade Representada	Solo	Textura Horizontes Superficiais	Textura Horizontes Subsuperficiais	(%)	Tipo (Solo1)	Tipo (Associação)	Capacidade Utilizável (solo)	Capacidade Utilizável (Associação)
A1	Neossolos Flúvicos	média e argilosa	média e argilosa	100	C	C	12	12
A2	Neossolos Flúvicos	média e argilosa	média e argilosa	35	C	C	12	12
	Cambissolo	média e argilosa	média e argilosa	35	C		12	
	Gleissolo	média e argilosa	média e argilosa	30	C		12	
A3	Neossolos Flúvicos	indiscriminada	indiscriminada	100	B	B	10	10
AM	Neossolos Quartzarênicos	arenoso	arenoso e médio	70	A	A	5	5
	Espodossolos Hidromórfico	arenoso	arenoso e médio	30	A		6	
AQ1	Neossolos Quartzarênicos	arenoso	arenoso	100	A	A	5	5
AQ1A	Neossolos Quartzarênicos	arenoso	arenoso	100	A	A	5	5
G1	Gleissolos	argilosa e média	argilosa e média	25	D	D	11	11
	Cambissolo	argilosa e média	argilosa e média	25	C		11	
	Neossolos Flúvicos	argilosa e média	argilosa e média	25	C		11	
	Argilossolo Amarelo + Argilossolo Acinzentados	média	argilosa	25	B		12	
G2	Gleissolos	argilosa e média	argilosa e média	40	D	D	11	11
	Cambissolo	argilosa e média	argilosa e média	30	D		11	
	Neossolo Flúvico	argilosa e média	argilosa e média	30	D		11	
G3	Gleissolo	argilosa e média	argilosa e média	65	D	D	11	11
	Neossolos Flúvicos	argilosa e média	argilosa e média	35	D		11	
G4	Gleissolos	argilosa e média	argilosa e média	40	D	D	11	11
	Planossolo	-	-	30	-		-	
	Luvissolos	-	-	30	-		-	

G5	Gleissolos	média e argilosa	média e argilosa	50	D	D	12	9
	Espodossolos hidromórfico	arenoso	arenosa e médio	50	A		6	
HP1	Espodossolos hidromórfico	arenosa	arenosa e médio	100	A	A	6	6
HP2	Espodossolos hidromórfico	arenoso	arenosa e médio	65	D	D	6	6
	Espodossolo	arenoso	arenosa e médio	35	A		6	
HP4	Espodossolos hidromórfico	arenoso	arenoso e médio	40	D	A	6	6
	Espodossolo	arenoso	arenoso e médio	30	A		6	
	Neossolos Quartzarênicos	arenoso	arenoso	30	A		5	
LA'2	Latossolos Amarelos + Vermelho-Amarelo	argiloso	argiloso	70	C	C	11	11
	Argilossolos Vermelho-Amarelo	médio	argiloso	30	B		12	
LA3	Latossolo Amarelo	argiloso	argiloso	100	C	C	11	11
LA4	Latossolo Amarelo	argiloso	argiloso	70	C	C	11	11
	Argilossolos Amarelo	média	argiloso	30	B		12	
LA5	Latossolo Amarelo	média e argilosa	média e argilosa	45	B	B	12	10
	Argilossolo Amarelo + Vermelho-Amarelo	média	argilosa	30	B		12	
	Espodossolos	arenoso	arenoso e médio	25	A		6	
LA7	Latossolo Amarelo	média	média	50	B	B	12	11
	Argilossolo Amarelo + Vermelho-Amarelo	média	média e argiloso	30	B		12	
	Espodossolos	arenoso	arenoso e médio	20	A		6	
LA8	Latossolo Amarelo	argiloso	argiloso	65	C	C	11	11
	Argilossolo Amarelo + Vermelho-Amarelo	média	argilosa	35	B		12	
LA9	Latossolo Amarelo	argiloso	muito argiloso	40	C	D	11	11
	Argilossolo Amarelo + Argilossolo Vermelho-Amarelo	médio e argiloso	argiloso e muito argiloso	40	B		11	
	Gleissolos + Cambissolos	indiscriminada	indiscriminada	20	D		10	

P1	Espodosolos	arenoso	arenoso e médio	60	A	A	6	8
	Argilossolo Amarelo	arenoso e médio	média e argiloso	40	B		10	
P2	Espodosolos	arenoso	arenoso e médio	40	A	C	6	7
	Espodosolos Hidromórfico	arenoso	arenoso e médio	35	D		6	
	Argilossolo Amarelo	arenoso e médio	média e argiloso	25	B		10	
PA1	Argilossolo Amarelo	arenoso e médio	média e argiloso	70	B	B	10	10
	Latosolo Amarelo	média e argilosa	média e argilosa	30	B		12	
PA10	Argilossolo Amarelo	média	média e argiloso	50	B	C	12	12
	Argilossolo Amarelo + Argilossolo Vermelho-Amarelo	média	argiloso	50	D		12	
PA11	Argilossolo Amarelo	média	média e argiloso	40	B	B	12	12
	Argilossolo Amarelo + Argilossolo Vermelho-Amarelo	média	média e argiloso	40	B		12	
	Argilossolo Amarelo	média	média e argiloso	20	B		12	
PA'14	Argilossolo Amarelo + Argilossolo Vermelho-Amarelo	média	argilosa	45	D	D	12	11
	Argilossolo Amarelo + Argilossolo Vermelho-Amarelo	média	argilosa	40	D		12	
	Gleissolos + Cambissolos + Argilossolo Amarelo	argiloso/média	argilosa	15	D		11	
PA2	Argilossolo Amarelo	arenoso e médio	médio e argiloso	40	B	B	10	9
	Espodosolo	arenoso	arenoso e médio	40	B		6	
	Latosolo Amarelo	média e argilosa	média e argilosa	20	B		12	
PA'2	Argilossolo Amarelo + Argilossolo Vermelho-Amarelo	médio	médio e argiloso	70	B	B	12	12
	Latosolo Amarelo	média e argilosa	média e argilosa	30	C		12	
PA3	Argilossolo Amarelo	arenosa e média	média e argiloso	70	B	B	10	9
	Espodosolo	arenoso	arenoso e médio	30	A		6	

PA'3	Argilossolo Amarelo + Argissolo Vermelho-Amarelo	médio	argiloso	40	D	D	12	10
	Latossolo Amarelo	argiloso	argiloso	25	D		11	
	Argilossolo Acinzentado	médio	argiloso	20	D		12	
	Afloramento de rocha	rocha	rocha	15	D		0.2	
PA'4	Argilossolo Amarelo + Argissolo Vermelho-Amarelo	arenoso e médio	médio e argiloso	60	B	B	10	11
	Argilossolo Vermelho-Amarelo	médio	médio e argiloso	40	B		12	
PA5	Argilossolo Amarelo	arenoso e médio	médio e argiloso	100	B	B	10	10
PA6	Argilossolo Amarelo	médio	médio e argiloso	40	B	B	12	11
	Argilossolo Acinzentado	arenoso e médio	médio e argiloso	30	B		10	
	Gleissolo	médio e argiloso	médio e argiloso	30	D		12	
PA7	Argilossolo Amarelo	média	média e argiloso	45	B	B	12	10
	Argilossolo Amarelo	média	média e argiloso	35	B		12	
	Espodossolo	arenoso	arenoso e médio	25	A		6	
PA'7	Argilossolo Amarelo + Vermelho-Amarelo	médio	argiloso	35	D	D	12	11
	Argilossolo Amarelo + Vermelho-Amarelo	arenoso e médio	média e argiloso	25	B		10	
	Latossolo Amarelo	argiloso	argiloso	25	D		11	
	Gleissolo + Cambissolo	indiscriminada	indiscriminada	15	D		10	
PA8	Argilossolo Amarelo	média	média e argiloso	50	B	B	12	12
	Argilossolo Amarelo + Argissolo Vermelho-Amarelo	arenoso e médio	médio e argiloso	50	B		12	
PA'8	Argilossolo Amarelo + Argissolo Vermelho-Amarelo	médio	argiloso	65	D	D	12	11
	Latossolo Amarelo	argiloso	muito argiloso	35	C		11	
PA9	Argilossolo Amarelo	médio	médio e argiloso	40	B	D	12	10

	Argilossolo Amarelo + Argissolo Vermelho-Amarelo	arenoso e médio	argiloso	40	D		9	
	Espodosolo Hidromórfico	arenoso	arenoso e médio	20	D		6	
PA'9	Argilossolo Amarelo + Argissolo Vermelho-Amarelo	médio	argiloso	100	D	D	12	12
PV10	Argilossolo Vermelho-Amarelo	média	argiloso	35	D	D	12	10
	Latossolo Amarelo + Latossolo Vermelho-Amarelo	argiloso com cascalho	argiloso cascalhento	25	D		11	
	Cambissolo	argiloso com cascalho	argiloso cascalhento	25	D		11	
	Afloramento de rocha	rocha	rocha	15	D		0.2	
PV11	Argilossolo Vermelho-Amarelo	médio	médio e argiloso	40	B	D	12	9
	Neossolos Litólicos	média e argiloso	média e argiloso	35	D		12	
	Afloramento de rocha	rocha	rocha	25	D		0.2	
PV14	Argilossolo Vermelho-Amarelo	médio	argiloso	100	D	D	12	12
PV2	Argilossolo Vermelho-Amarelo	médio	médio e argiloso	50	B	C	12	12
	Argilossolo Vermelho-Amarelo	médio	argiloso	30	D		12	
	Cambissolo	argiloso com cascalho a cascalhento	argiloso com cascalho a cascalhento	20	D		11	
PV22	Argilossolo Vermelho-Amarelo	médio	argiloso com cascalho a cascalhento	35	D	D	12	9
	Argilossolo Amarelo + Vermelho-Amarelo	arenoso e médio	argiloso	25	D		9	
	Neossolos Litólicos	média	média	25	D		12	
	Afloramento de rocha	rocha	rocha	15	D		0	
PV3	Argilossolo Vermelho-Amarelo	média	argiloso	50	D	D	12	11

	Cambissolo	argiloso com cascalho a cascalhento	argiloso com cascalho a cascalhento	25	D		11	
	Neossolos Litólicos	médio e argiloso	médio e argiloso	25	D		12	
PV6	Argilossolo Vermelho-Amarelo	média	argiloso	50	D	D	12	12
	Argilossolo Amarelo	média	argiloso	30	D		12	
	Argilossolo Vermelho Escuro	média	argiloso	20	D		12	
PV7	Argilossolo Vermelho-Amarelo	média	argiloso	60	D	D	12	12
	Argilossolo Vermelho Escuro	média	argiloso	20	D		12	
	Neossolos Litólicos	média	média	20	D		12	
R3	Neossolos Litólicos	média com cascalho a cascalhamento	média com cascalho a cascalhamento	35	D	D	12	8
	Argilossolo Vermelho-Amarelo	médio	argilos com e sem cascalho e acascalhamento	35	B		12	
	Afloramento de rocha	rocha	rocha	30	D		0.2	
SM	Solo de Mangue	indiscriminada	argilosa	100	D	D	10	10
TR	Nitossolos	argiloso	argiloso	100	D	D	11	11

Fonte: Elaborado pela autora (2025).