



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

VALÉRIA SEVERO DE NORONHA

**MAPEAMENTO DO POTENCIAL DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ESTADO DO
CEARÁ**

FORTALEZA

2024

VALÉRIA SEVERO DE NORONHA

MAPEAMENTO DO POTENCIAL DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ESTADO DO
CEARÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes – UFC.

Coorientador: Dr. Claudio Cesar de Aguiar Cajazeiras – CPRM.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- N769m Noronha, Valéria Severo de.
Mapeamento do Potencial de águas subterrâneas no Estado do Ceará / Valéria Severo de Noronha. –
2024.
70 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.
Coorientação: Prof. Dr. Claudio Cesar de Aguiar Cajazeiras.
1. Qualidade de água. 2. Poços tubulares. 3. Vazão. I. Título.

CDD 630

VALÉRIA SEVERO DE NORONHA

MAPEAMENTO DO POTENCIAL DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ESTADO DO
CEARÁ

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas no Semiárido.

Aprovada em: 30/10/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Claudio Cesar de Aguiar Cajazeiras (Co-orientador)
Serviço Geológico do Brasil (SGB)

Prof. Ph.D. Adunias dos Santos Teixeira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Claudivan Feitosa de Lacerda
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Nayara Rochelli de Sousa Luna
Secretaria Municipal de Educação de Fortaleza

A Deus.

Em especial aos meus pais, Noronha e Vanelucia por todo apoio, amor e por me ensinarem o valor do estudo, do trabalho, da fé em Deus e da honestidade. Ao meu marido Antonio Ronaldo, as minhas irmãs, Andreza e Vanessa e meus sobrinhos Davi Lucas e Maria Cecília.

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado sabedoria, discernimento e força em todos os momentos.

Aos meus Pais Francisco Alves de Noronha e Vanelucia Carneiro Severo de Noronha, as minhas irmãs Andreza Severo e Vanessa Severo e meus sobrinhos Davi Lucas e Maria Cecília por todo apoio, orações, cuidado, incentivo e carinho que sempre tiveram por mim durante toda essa jornada. E aos demais familiares que estiveram sempre na torcida pela realização dos meus sonhos.

Ao meu marido Antonio Ronaldo Andrade por todo carinho, amor, paciência e companheirismo em todos os momentos, por ter sido meu suporte nos momentos difíceis, ter me incentivado e acreditado em mim sempre.

Aos meus amigos de mestrado Fernanda Helena, Noely Viana, Josiana Nascimento, Bruno Gabriel e Felipe Augusto, pela amizade, motivação e por tornarem essa jornada mais leve e agradável, sem vocês eu não teria conseguido.

A minha amiga/irmã de longas datas Nicole Sarah por todo suporte e amizade durante tantos anos e por me incentivar sempre.

A Universidade Federal do Ceará através do Departamento de Engenharia Agrícola, pela estrutura, profissionais e oportunidade do curso oferecida.

À Fundação Cearense de Apoio ao desenvolvimento científico e tecnológico, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

Ao meu orientador Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes, pela confiança, pelos conhecimentos repassados, orientação e amizade.

Ao meu Coorientador Dr. Claudio Cesar de Aguiar Cajazeiras, pelas colaborações ao decorrer da pesquisa.

Aos professores participantes da banca examinadora PhD. Adunias dos Santos Teixeira, Prof. Dr. Claudivan Feitosa de Lacerda e a Profa. Dra. Nayara Rochelli de Sousa Luna pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

A todos do Grupo de Pesquisa e Extensão Manejo de Água e Solo no Semiárido – MASSA.

Ao Serviço Geológico do Brasil (CPRM) pela liberação do banco de dados.

“É justo que muito custe o que muito vale.”
(Santa Teresa D’ávila).

RESUMO

A avaliação do potencial de águas de poços tubulares é imprescindível, especialmente em regiões com escassez de recursos hídricos superficiais, onde a utilização desse recurso é essencial. A pesquisa concentra-se na avaliação do potencial dos poços tubulares no Estado do Ceará. Com uma abordagem específica, os objetivos incluem avaliar a distribuição espacial da água dos poços tubulares no Estado, assim como o mapeamento das variáveis de vazão e condutividade elétrica desses poços. O estudo propõe avaliar o desempenho do interpolador krigagem e Inverse Distance Weighting (IDW) para as variáveis vazão e condutividade elétrica. Para isso foram utilizados dados de vazão em 8024 e de Condutividade Elétrica em 12.580 de poços tubulares ao longo da extensão do território cearense. Os testes geoestatísticos foram realizados por meio do software QGIS. A partir dos mapas de vazão e de Condutividade Elétrica foram criados mapas de risco de salinidade da água para uso agrícola e de capacidade de área mínima irrigável para o Ceará, utilizando um coeficiente específico de vazão, além de mapas de nível dinâmico, estático e rebaixamento do lençol freático. Com base nos resultados dos semivariogramas, ambos os métodos de interpolação, Krigagem e IDW, demonstraram consistência nos resultados, entretanto, o método escolhido por apresentar um menor RMSE foi o da Krigagem ordinária, sendo para vazão o modelo de semivariograma mais ajustado, o potencial, e para CE o exponencial, além disso, o mapeamento da CE e da vazão apresentaram resultados que vão ao encontro das características do Estado apresentadas nos mapas da área de estudo. O valor médio da vazão para o Estado do Ceará foi de $5,45 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, já para CE o valor médio para o território cearense foi de $2,21 \text{ dS m}^{-1}$. Os resultados obtidos com a Krigagem ordinária no mapeamento do risco de salinidade e da capacidade de área mínima irrigável também foram compatíveis com as características específicas dos aquíferos estudados.

Palavras-chave: qualidade de água; poços tubulares; vazão.

ABSTRACT

The assessment of the potential of tubular well water is essential, especially in regions with scarce surface water resources, where the use of this resource is crucial. This research focuses on evaluating the potential of tubular wells in the state of Ceará. With a specific approach, the objectives include assessing the spatial distribution of tubular well water in the state, as well as mapping the flow rate and electrical conductivity variables of these wells. The study aims to evaluate the performance of the kriging and Inverse Distance Weighting (IDW) interpolators for the flow rate and electrical conductivity variables. For this purpose, flow rate data from 8,024 wells and electrical conductivity data from 12,580 wells were used across the Ceará territory. Geostatistical tests were conducted using QGIS software. Based on the flow rate and electrical conductivity maps, risk maps for water salinity for agricultural use and maps of the minimum irrigable area capacity for Ceará were created, using a specific flow rate coefficient. Additionally, maps of dynamic level, static level, and groundwater drawdown were generated. Based on the semivariogram results, both interpolation methods, Kriging and IDW, demonstrated consistency in the results. However, the method chosen for having a lower RMSE was ordinary Kriging, with the most suitable semivariogram model for flow rate being the potential model, and for electrical conductivity (EC), the exponential model. Moreover, the mapping of EC and flow rate presented results consistent with the state's characteristics as shown in the study area maps. The average flow rate for the state of Ceará was $5.45 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, while the average EC value for the territory was 2.21 dS m^{-1} . The results obtained with ordinary Kriging in mapping the salinity risk and the minimum irrigable area capacity were also compatible with the specific characteristics of the studied aquifers.

Keywords: water quality; deep wells; flow.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Formação e distribuição das águas subterrâneas.....	19
Figura 2 –	Principais fontes de poluição das águas subterrâneas.....	23
Figura 3 –	Mapa de localização da área de estudo.....	28
Figura 4 –	Mapa dos tipos de solos presentes na extensão do território Cearense.....	30
Figura 5 –	Litologia do Estado do Ceará.....	32
Figura 6 –	Mapeamento dos aquíferos do Estado do Ceará.....	34
Figura 7 –	Declividade do Estado do Ceará.....	35
Figura 8 –	Fluxograma dos processos para delimitar as características de poços tubulares no Ceará.....	36
Figura 9 –	Interpolação dos dados de vazão pelo método de Krigagem ordinária para os dados de poços tubulares localizados no Estado do Ceará, (a) modelo esférico, (b) modelo exponencial, (c) gaussiano e (d) potencial.....	43
Figura 10 –	Interpolação pelo método de Krigagem ordinária para os dados de CE de poços tubulares localizados no Estado do Ceará, (a) modelo esférico, (b) modelo exponencial, (c) gaussiano e (d) potencial.....	45
Figura 11 –	Interpolação dos dados de vazão pelo método IDW para os dados de poços tubulares localizados no Estado do Ceará, (a) modelo Gaussiano, (b) modelo Distância Inversa à potência e (c) modelo exponencial.....	47
Figura 12 –	Interpolação dos dados de CE pelo método IDW para os dados de poços tubulares localizados no Estado do Ceará, (a) modelo Gaussiano, (b) modelo Distância Inversa à potência e (c) modelo exponencial.....	49
Figura 13 –	Distribuição espacial dos dados de vazão da água de poços tubulares, por meio da interpolação por Krigagem ordinária, modelo de semivariograma potencial ...	51
Figura 14 –	Distribuição espacial dos dados de CE da água de poços tubulares, por meio da interpolação por Krigagem ordinária, modelo de semivariograma exponencial...	53
Figura 15 –	Mapa de nível Estático dos poços tubulares do Estado do Ceará.....	55
Figura 16 –	Mapa de nível dinâmico dos poços tubulares do Estado do Ceará.....	56
Figura 17 –	Mapa de rebaixamento do lençol freático para o Estado do Ceará.....	57
Figura 18 –	Mapa das classes do risco de salinidade para o Estado do Ceará.....	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Classes de solo e sua extensão no estado do Ceará (Brasil).....	31
Tabela 2 –	Classes de risco de salinidade.....	38
Tabela 3 –	Estatística descritiva dos dados de vazão e condutividade elétrica dos poços tubulares.....	40
Tabela 4 –	Valores obtidos para os modelos de semivariogramas aplicados para os dados de vazão e CE pelo método da Krigagem ordinária.....	41
Tabela 5 –	Valores de RMSE obtidos para os modelos de semivariogramas aplicados para os dados de vazão e CE pelo método IDW.....	46
Tabela 6 –	Valores de RMSE para os métodos de interpolação Krigagem ordinária e IDW.....	50
Tabela 7 –	Valores médios de vazão para as Bacias Hidrográficas do Estado.....	52
Tabela 8 –	Valores médios de condutividade elétrica para as Bacias Hidrográficas do Estado.....	54
Tabela 9 –	Estatística Descritiva da área mínima irrigável dos poços tubulares do Estado do Ceará.....	60

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BLUE	Best Linear Unbiased Estimate
CE	Condutividade Elétrica
CODEVASF	Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba
CPRM	Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDW	Inverse Distance Weighting
IPECE	Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará
SIG	Sistema de Informações Geográficas
RMSE	Raiz do Erro Quadrático Médio

LISTA DE SÍMBOLOS

%	porcentagem
∞	infinito
θ	teta

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	Geral.....	17
2.2	Específicos.....	17
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
3.1	Semiárido Brasileiro.....	18
3.2	Geologia do Estado do Ceará.....	19
3.3	Águas subterrâneas.....	19
3.3.1	<i>Qualidade.....</i>	19
3.3.2	<i>Agricultura e Águas subterrâneas.....</i>	21
3.3.3	<i>Fatores de influência em águas subterrâneas.....</i>	22
3.3.4	<i>Poços tubulares.....</i>	24
3.3.5	<i>Tipos de poços tubulares.....</i>	25
3.4	Hidrodinâmica.....	25
3.5	Geoprocessamento.....	26
3.6	Geoestatística.....	27
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	29
4.1	Área de Estudo.....	29
4.1.1	<i>Localização geográfica e caracterização geral.....</i>	29
4.1.2	<i>Aspectos climáticos.....</i>	30
4.1.3	<i>Solos.....</i>	31
4.1.4	<i>Litologia.....</i>	33
4.2	Elaboração de mapas.....	36
4.2.1	<i>Mapa de Vazão e Condutividade Elétrica.....</i>	37
4.2.2	<i>Mapas de Nível estático, dinâmico e rebaixamento.....</i>	38
4.2.3	<i>Mapa do risco de salinidade.....</i>	39
4.2.4	<i>Mapa da área irrigada.....</i>	39
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
6	CONCLUSÕES.....	62
	REFERÊNCIAS.....	63

1 INTRODUÇÃO

No semiárido brasileiro, a água é um recurso escasso e vital, influenciando diretamente a vida e as atividades econômicas da região (Sousa *et al.*, 2022). Dessa forma, a gestão eficiente desse recurso torna-se imperativa para garantir a sustentabilidade ambiental e a segurança hídrica. Nesse contexto, a disponibilidade de água subterrânea desempenha um papel crucial, sendo uma fonte estratégica para suprir as demandas hídricas, especialmente durante períodos de estiagem prolongada (Carvalho; Souza; Oliveira, 2022).

Os poços tubulares representam uma infraestrutura valiosa para a captação de águas subterrâneas em regiões áridas e semiáridas, a perfuração em grandes profundidades permite o acesso a aquíferos mais profundos e, muitas vezes, mais protegidos contra a contaminação superficial. No entanto, a eficácia desses poços está intrinsecamente ligada às características geológicas, hidrogeológicas e geográficas da região (Hounslow, 2018).

As águas subterrâneas em regiões semiáridas são utilizadas em funções vitais da comunidade, como o abastecimento para atividades cotidianas e para irrigação agrícola (Kate *et al.*, 2020), de forma que a qualidade dessas águas é uma preocupação significativa, pois a contaminação desse recurso compromete sua utilidade e disponibilidade (Ribeiro *et al.*, 2007). Assim, a compreensão das variáveis relacionadas ao potencial hídrico dos poços tubulares, como vazão e condutividade elétrica, se torna essencial para avaliar a viabilidade e a segurança do uso dessas fontes.

A aplicação da geoestatística na avaliação da qualidade da água proveniente dos poços tubulares é uma abordagem fundamental, tanto por ser um método robusto de análise, como também por fornecer informações visuais bem direcionadas para qualquer leitor. A utilização dessa técnica permite uma análise espacial precisa de parâmetros como vazão e condutividade elétrica, fornecendo informações cruciais para a tomada de decisões na gestão dos recursos hídricos (Menezes *et al.*, 2014). Logo, essa abordagem integrada é fundamental para compreender a distribuição espacial das variáveis analisadas.

A importância intrínseca desses temas reside na necessidade premente de assegurar o acesso sustentável à água e a preservação da qualidade dos recursos hídricos, garantindo a subsistência das comunidades e o desenvolvimento econômico regional. A gestão eficiente dos poços tubulares, aliada à compreensão detalhada das variáveis envolvidas, contribui diretamente para a resiliência das regiões sujeitas a condições climáticas adversas.

Em síntese, este estudo visa abordar de maneira ampla a problemática da gestão de poços tubulares no Estado do Ceará, utilizando ferramentas de quantificação, mapeamento e avaliação do desempenho dos interpoladores krigagem e Inverse Distance Weighting (IDW). A pesquisa busca fornecer subsídios valiosos para trabalhos futuros e para o aprimoramento das práticas de monitoramento, contribuindo para uma gestão sustentável e eficaz dos recursos hídricos subterrâneos na região.

Partindo desse pressuposto, a hipótese é que a relação entre a vazão e a condutividade elétrica dos poços profundo no Estado do Ceará é um indicador para determinar a viabilidade e adequação da produção agrícola, contribuindo para o planejamento e otimização do uso da água para a agricultura no estado.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a distribuição espacial da água de poços tubulares no Estado do Ceará.

2.2 Específicos

- I. Quantificar as variáveis relacionadas ao potencial hídrico dos poços;
- II. Elaborar um mapa de vazão dos poços tubulares;
- III. Elaborar um mapa de Condutividade elétrica dos poços;
- IV. Avaliar o desempenho do interpolador Krigagem, com base no modelo mais adequado de semivariograma para espacialização dos dados de vazão e CE;
- V. Mapear o potencial dos poços com relação ao risco de salinidade e a capacidade de área irrigável.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Semiárido Brasileiro

Áreas semiáridas são aquelas que se enquadram na seguinte classificação: índice de aridez de até 0,5, pluviometria média anual inferior a 800 mm e o risco de seca maior que 60% (INSA, 2023). Destaca-se que cerca de 14,4% da população mundial está localizada em regiões semiáridas, enquanto os recursos hídricos dessas regiões representam menos de 2% do total global (Sousa *et al.*, 2022; Standish-Lee, 2005). No caso do Brasil, o semiárido brasileiro é composto por 1477 municípios, contemplando os estados Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Minas Gerais e Espírito Santo (IBGE, 2022).

As características dessas regiões são baixa precipitação pluviométrica, altas taxas de evaporação, variação sazonal acentuada e ciclos de seca, o que aponta um problema recorrente, a baixa disponibilidade de água (Marengo; Torres; Alves, 2017), bem como a alta imprevisibilidade da precipitação, com distribuição espacial variável e períodos de chuva curtos e/ou períodos de seca prolongados (Sousa *et al.*, 2023).

Outras características da região semiárida, são os cursos d'água (rios ou córregos), em sua maioria intermitentes ou efêmeros, reduzindo a disponibilidade hídrica por um período muito longo (Araújo, 2011). Ademais, a alta taxa de evaporação e o baixo escoamento superficial também contribuem para reduzir a qualidade da água dos recursos superficiais e subterrâneos da região (Medeiros *et al.*, 2012; Song, 2017; Carvalho; Souza; Oliveira, 2022).

Além das particularidades intrínsecas da região semiárida, a intensificação da exploração antrópica dos recursos naturais é outro fator que tem acelerado a degradação do solo, da vegetação e dos recursos hídricos (Santos *et al.*, 2016). Dessa maneira, as interferências humanas, tais como alterações no uso e cobertura do solo, fluxo ou armazenamento de água através de desvios de rios e bombeamento de águas subterrâneas, afetam o processo de fluxo da água e o ciclo hidrológico (Saedi *et al.*, 2022).

Diante do exposto, é importante salientar que a sobrevivência econômica, social e ambiental de uma população depende, dentre outros fatores, da disponibilidade de água (Menezes *et al.*, 2014). Assim, a constante demanda por água pela população de regiões semiáridas resulta na competição pela quantidade mínima necessária à manutenção dos ecossistemas (Huang *et al.*, 2010). Dessa maneira, para que a sociedade coexista com o ambiente semiárido, é necessário um maior conhecimento dos seus processos hidrológicos e do potencial dos recursos naturais.

3.2 Geologia do Estado do Ceará

O Estado do Ceará é predominantemente composto por rochas do embasamento cristalino, que representam aproximadamente 74% de sua formação geológica. Esse tipo de rocha está concentrado principalmente na região central do estado. Já as áreas periféricas do território são caracterizadas pela presença de rochas sedimentares, responsáveis pela formação das bacias do Araripe, localizada no Sul do estado; do Parnaíba, no Oeste; e do Apodi, no Leste (Brandão & Freitas, 2014).

Com base na formação hidrolitológica, o estado do Ceará é dividido em três domínios: fissural, poroso e cárstico. Os aquíferos cristalinos, também chamados de fissurais, são formados por rochas ígneas e metamórficas que possuem fraturas e fissuras responsáveis pelo armazenamento de água subterrânea. De modo geral, esses aquíferos apresentam características anisotrópicas e heterogêneas, pois as rochas que os compõem possuem baixa permeabilidade e porosidade. De acordo com os mapas apresentados no estudo de Brandão & Freitas (2014), a grande maioria dos aquíferos em rochas fraturadas do Estado possui uma produtividade muito baixa, com vazões entre 1 e 5 m³/h.

Os aquíferos porosos estão associados às rochas sedimentares e solos arenosos, o que lhes confere um alto potencial de armazenamento de água devido à sua estrutura permeável. Além das regiões que cercam o território cearense, as bacias sedimentares também estão presentes em algumas regiões como na bacia do Iguatu, malhada vermelha, Icó, Lima Campos entre outras. Apesar do elevado potencial hidrogeológico, os aquíferos sedimentares ocupam somente cerca de 11% da área do Estado (Cavalcante *et al.*, 2024). Já os aquíferos cársticos se originam em rochas carbonáticas, cuja composição favorece a formação de cavernas e rios subterrâneos, permitindo a circulação da água em grandes volumes, a área ocupada por esse tipo de aquífero é a menor, sendo representada por parte da chapada do Apodi, que faz divisa com o território do Estado do Rio Grande do Norte.

3.3 Águas subterrâneas

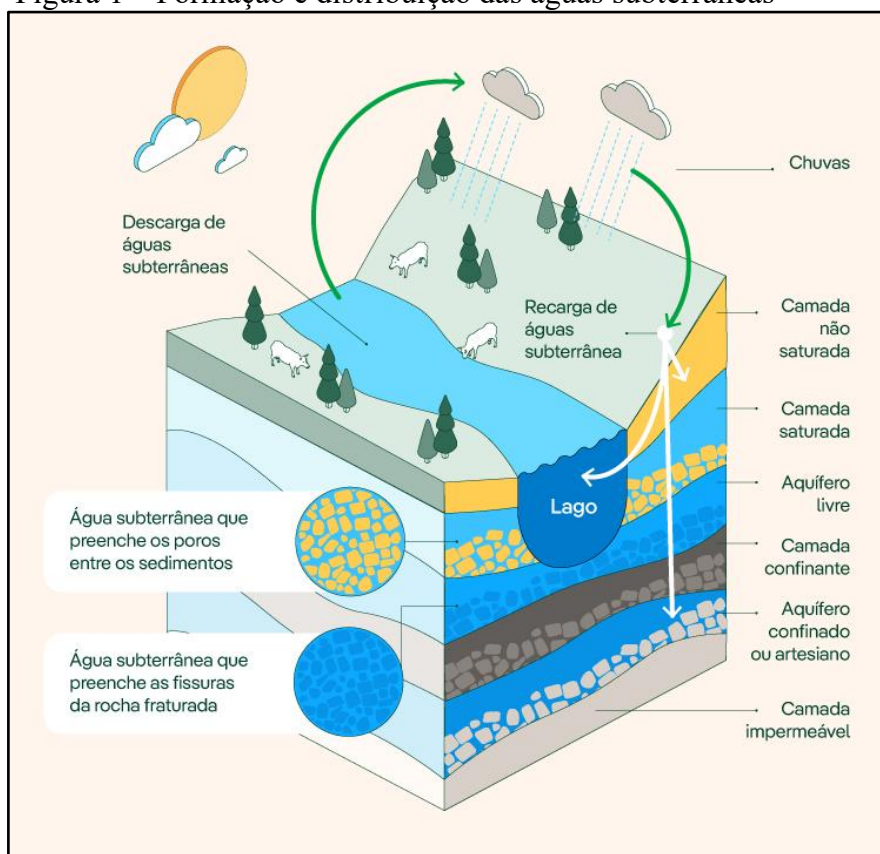
3.3.1 Qualidade

As águas subterrâneas são reservatórios hídricos localizados no subsolo, predominante em configurações como lençóis freáticos, aquíferos ou zonas saturadas do solo (Medeiros, 2011). Essas águas possuem fontes diferentes, como a infiltração proveniente da

precipitação e a permeação de águas superficiais e, em determinadas situações, podem ser alimentadas por fontes subterrâneas de maior profundidade (Ribeiro *et al.*, 2007; Vries; Simmers, 2002).

A extração das águas subterrâneas frequentemente ocorre por meio de poços perfurados que atingem os lençóis freáticos e/ou aquíferos. Na figura 1 observa-se como ocorre a formação e distribuição das águas subterrâneas. O processo é iniciado com a recarga da água pelas chuvas, que são direcionadas para os reservatórios como lagos, caracterizados como meios de descarga de águas subterrâneas. A água advinda da precipitação é infiltrada no solo e percola pelas diversas camadas preenchendo os poros e fissuras presentes.

Figura 1 – Formação e distribuição das águas subterrâneas



Fonte: Iberdrola, 2024.

Segundo Lall *et al.* (2020) os aquíferos comportam em torno de 99% da água doce em estado líquido disponível no planeta. Dessa maneira, estes reservatórios subterrâneos desempenham um papel crucial no ciclo hidrológico global, fornecendo uma fonte essencial de abastecimento de água para diversas comunidades em todo o mundo, principalmente em regiões áridas e semiáridas (Ahmadi; Sedghamiz, 2007), sendo utilizado para as atividades domésticas, industriais, agricultura e dessedentação animal (Kate *et al.*, 2020; FAO, 2020).

É possível citar países que utilizam exclusivamente águas subterrâneas para abastecimento humano, como Arábia Saudita, Dinamarca e Malta, além disso, outros países como Áustria, Alemanha, Bélgica, França, Hungria, Itália, Holanda, Marrocos, Rússia e Suíça, possuem um consumo de água subterrânea que corresponde a aproximadamente 70% do total (Ferreira; Charlet, 2020; Vries; Simmers, 2002). No Brasil, a água subterrânea desempenha um papel crucial no abastecimento de água, contribuindo significativamente para atender às necessidades de diferentes setores.

A gestão da água subterrânea no Brasil é desafiadora devido à sua distribuição heterogênea e à complexidade geológica do subsolo (Hu *et al.*, 2017). Assim, a preocupação a respeito da poluição das águas subterrâneas é recente no país, e, de acordo com Ribeiro *et al.* (2007) outro motivo para isso é que diferente da contaminação das águas superficiais, a qual é identificada facilmente, a contaminação das águas subterrâneas não é visível e sua exploração é muito distribuída.

Nesse cenário, devido às diversas aplicações desse recurso, a exploração inadequada e a falta de regulamentação, é comum a existência de áreas de aquíferos que chegaram à sobre-exploração, resultando em problemas como a subsidência do solo e a intrusão salina em áreas costeiras (Capucci *et al.*, 2001; Cabral; Santos; Pontes Filho, 2006). Sendo assim, a implementação de políticas públicas que incentivem a conservação, o uso eficiente e a recarga sustentável de aquíferos é fundamental para garantir a segurança hídrica no país.

Ademais, a pesquisa e o monitoramento contínuos da qualidade e quantidade de água subterrânea são fundamentais para uma gestão eficaz (Junior *et al.*, 2006). Portanto, a qualidade das águas subterrâneas é um tópico crítico, pois estas são suscetíveis à contaminação por poluentes derivados de atividades antropogênicas, como a agricultura intensiva, despejos industriais e contaminação proveniente de áreas urbanas, e de fatores naturais, como velocidade da água no aquífero, qualidade da recarga e interação com solos e rochas (Vries; Simmers, 2002; Huntington, 2006; Oki; Kanae, 2006; Hounslow, 2018; Menezes *et al.*, 2014). Isso resulta na necessidade crescente do acompanhamento das alterações de sua qualidade (Santos; Mohr, 2013).

3.3.2 Agricultura e Águas subterrâneas

A agricultura se destaca como um dos principais setores econômicos globais. Apesar das inúmeras inovações no setor, o aumento constante da demanda por alimentos tem gerado impactos significativos, resultando em uma maior exploração dos recursos naturais,

como a água e o solo (Preite *et al.*, 2023). Devido à escassez de recursos hídricos superficiais em algumas regiões, as águas subterrâneas têm sido cada vez mais utilizadas como alternativa para a produção agrícola.

Com a demanda significativa de água para a irrigação, a gestão hídrica é primordial para que haja o controle do uso desse recurso na agricultura. De acordo com as atividades agrícolas desenvolvidas e o crescimento populacional, é previsto um aumento de 14% do consumo de água até o ano de 2030 (FAOSTAT, 2024). Segundo dados da FAO (2024), cerca de 70% das retiradas globais de água subterrânea são destinadas a agricultura e pecuária, isso indica, que a produção agrícola assume grande responsabilidade sobre a necessidade de sustentabilidade desse recurso.

No que se refere à extração de águas subterrâneas para irrigação, estima-se que 30% retornem ao sistema hidrológico local por meio de fluxos de retorno e perdas de transporte para águas subterrâneas e rios. No entanto, alterações na recarga podem causar impactos negativos na qualidade da água, como o aumento da concentração de sais devido à evapotranspiração, a elevação dos níveis do lençol freático, a lixiviação de sais, entre outros (Pulido-Bosch *et al.*, 2018). A adoção de práticas agrícolas sustentáveis, aliada a uma gestão eficiente dos recursos, como a otimização dos sistemas de irrigação e o monitoramento de desperdícios, surge como uma estratégia eficaz para mitigar os impactos sobre os recursos hídricos subterrâneos.

3.3.3 Fatores de influência em águas subterrâneas

Conforme a hidrogeologia (ciência que estuda as águas subterrâneas), a água que infiltra e se torna subterrânea apresenta uma dinâmica própria, sujeita a recargas constantes e à interferência direta e indireta (Ribeiro *et al.*, 2007), sendo susceptíveis à influência de diversos fatores, como características geológicas, fluxo das águas subterrâneas e atividades antropogênicas (Konikow; Kendy, 2005; Purushotham *et al.*, 2017; Li *et al.*, 2021).

Um dos primeiros fatores de influência para a composição físico-química da água subterrânea resulta do enriquecimento mineral das águas do ciclo hidrológico e de seu tempo de residência no aquífero (Danielli *et al.*, 2016). Assim, a diversidade na composição das águas subterrâneas é influenciada pelas diferentes composições das rochas hospedeiras e pelos processos de mineralização (Hounslow, 2018). Essas características são essenciais para estudos de qualidade e contaminação, fornecendo as condições iniciais e ambientais do aquífero (Marion; Capoane; Silva, 2007).

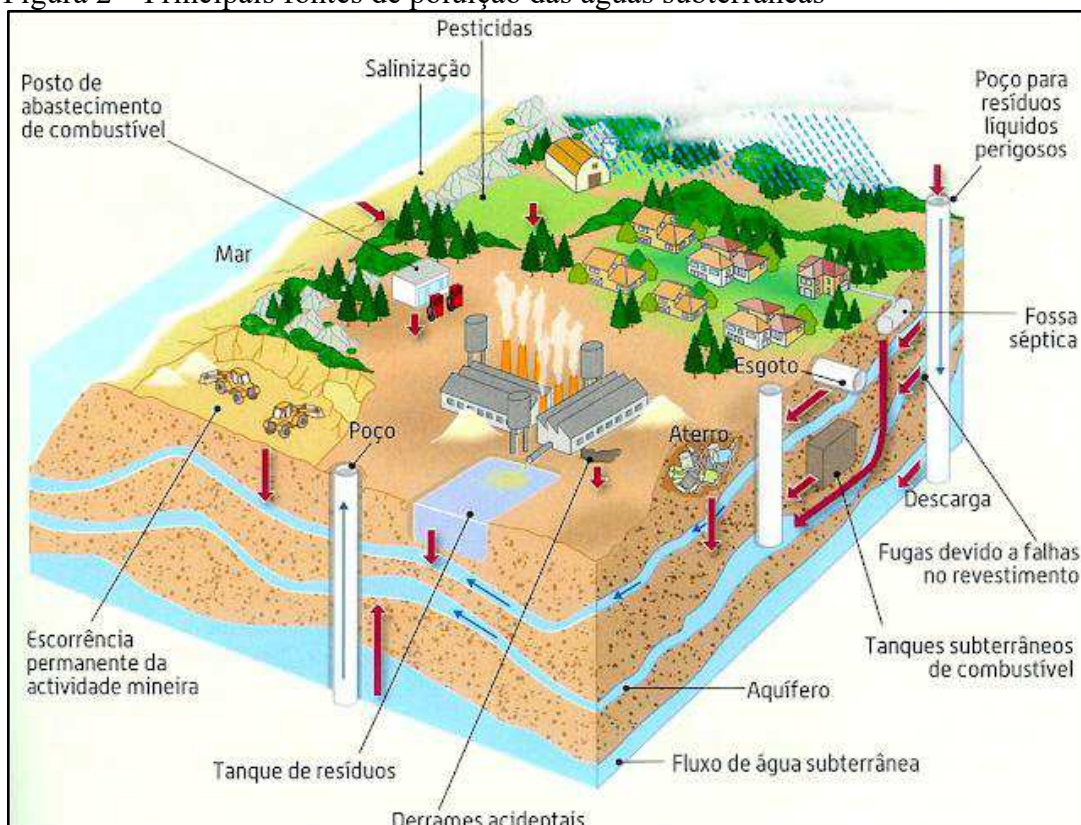
Outro fator importante para a composição da água subterrânea é a recarga de água, que ocorre por meio da infiltração de água da chuva e escoamento dessa água. Carvalho e Souza (2022) destacam que em regiões semiáridas, caracterizadas por uma distribuição irregular das chuvas e elevada taxa de evaporação, a renovação desse recurso é condicionada à ocorrência de chuvas, o que também influencia na composição química das águas subterrâneas. Os autores compararam as concentrações de sólidos totais e condutividade elétrica em águas superficiais e subterrâneas, os resultados indicaram que as águas subterrâneas apresentam concentrações superiores.

Já Marion, Capoane e Silva (2007), ao avaliar parâmetros físico-químicos em poço no semiárido brasileiro, observaram flutuações sazonais, o que pode relacionar-se com diferenças de entradas de água na coluna do próprio poço, ocorridas possivelmente devido à alimentação dos poços por diferentes aquíferos.

O último fator, e provavelmente o mais preocupante dos três que afetam as características físico-químicas das águas subterrâneas, é a atividade antrópica, que geralmente atua como agente contaminador. Embora as águas subterrâneas sejam mais difíceis de contaminar do que as águas superficiais, é mais difícil recuperá-las em razão da sua lenta taxa de renovação (De Leon-Gomez, 2020).

Entre as principais causas de contaminação de aquíferos, destacam-se atividades de mineração, uso de defensivos agrícolas, o descarte diário em grande quantidade de esgotos nas áreas urbanas e agrícolas (Alaburda, Nishihara, 1998; Rosa *et al.*, 2004). Além disso, a contaminação antropogênica das águas subterrâneas está diretamente relacionada a despejos domésticos e industriais, bem como ao chorume proveniente de aterros de lixo, introduzindo microrganismos patogênicos nos lençóis freáticos (Sisinno, Moreira, 1996; Basualdo 2001). Estudo apontam que a contaminação dessas águas é intensificada pela extração intensiva e pela rápida infiltração de contaminantes, ocasionando altas concentrações de sulfatos, cálcio, magnésio e ferro (Salcedo Sanchez *et al.*, 2017).

Figura 2 – Principais fontes de poluição das águas subterrâneas



Fonte: Bio lugar, 2024.

3.3.4 Poços tubulares

Em muitas situações, o único modo eficiente para captação de água dos aquíferos é por meio de poços tubulares. Estes poços são classificados em razão do seu revestimento e são conhecidos popularmente como “poço artesiano” ou “poço profundo”. (Cavalcante, 2015). Os poços tubulares representam estruturas de perfuração destinados a explorar camadas geológicas mais profundas do subsolo para a captação de águas subterrâneas, geralmente são perfurados nos aquíferos (Silva, Araújo, 2003; Pereira, Filho, 2008; Guedes, 2022).

A construção de poços tubulares é frequentemente realizada em regiões onde a água superficial é limitada ou de qualidade inadequada, tornando a água subterrânea uma fonte crucial para suprir as demandas hídricas, tanto para abastecimento humano quanto para atividades agrícolas e industriais (Foster; Hirata, 1991; Rebouças, 2001).

Cabe destacar que a perfuração de poços tubulares é um processo que envolve a utilização de equipamentos especializados, como perfuratrizes rotativas ou de percussão, para penetrar as camadas do solo até atingir o aquífero desejado (Feitosa *et al.*, 2008; Ribeiro *et al.*, 2010). A seleção da profundidade do poço depende das características hidrogeológicas da área (Vasconcelos, 2014).

Assim, a avaliação científica de poços tubulares inclui estudos hidrogeológicos para compreender as propriedades do aquífero, como permeabilidade e porosidade, bem como a qualidade da água, em termos de parâmetros físicos, químicos e biológicos (Vasconcelos, 2014). Dessa maneira, monitoramentos contínuos e amostragens são realizados para garantir a sustentabilidade do recurso hídrico e prevenir potenciais impactos adversos, gerados pela alta exploração do aquífero ou a contaminação da água subterrânea (Giampá; Gonçalves, 2009).

3.3.5 Tipos de poços tubulares

A partir de 1998 o Serviço Geológico do Brasil (SBG), antiga Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), iniciou o cadastro de poços por meio do levantamento da infraestrutura hídrica nas regiões semiáridas. O Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) foi estabelecido para armazenar o cadastro nacional de pontos de água, sendo uma das únicas fontes abrangentes de informações sobre poços em todo o país (Kirchheim; Mattiuzzi, 2012; Freddo, 2024). Na história da pesquisa e até nesse sistema de informações nacional, encontramos variadas denominações para a estrutura utilizada na aquisição das águas subterrâneas, como: cacimba, cacimbão, poço amazonas, cisterna, poço profundo, poço raso, poço artesiano, entre outros (Vasconcelos, 2015).

Com base nisso, Vasconcelos (2015) propôs uma nomenclatura científica, em que existem dois grupos principais de poços: poços escavados e poços tubulares. Os poços escavados têm diâmetros geralmente superiores a 50 cm e podem ser classificados em cacimba (diâmetro superior a 0,50 m e sem revestimento), cacimbão (diâmetro superior a 1 m e inferior a 5 m, com revestimento parcial ou total) e amazonas (diâmetro superior a 5 m, com revestimento parcial ou total). Os poços tubulares têm um revestimento tubular, geralmente de PVC ou aço, com diâmetros que variam de 5 a 50 cm, e podem ser divididos em freáticos (que captam água de aquíferos livres) e artesianos (que captam água de aquíferos confinados).

Os poços artesianos, por sua vez, podem ser não jorrantes (com a superfície potenciométrica abaixo do nível topográfico, exigindo bombas para extrair água) ou jorrantes (com a superfície potenciométrica acima do nível topográfico, permitindo que a água flua naturalmente para a superfície). Além disso, há poços de recarga e observação, que, embora não se destinem exclusivamente à captação de água, também são considerados poços.

3.4 Hidrodinâmica

A dinâmica subterrânea dos fluidos aquosos diz respeito à análise do deslocamento da água nas camadas inferiores da terra e às leis físicas que ditam tal movimento. Principais conceitos relacionados à dinâmica subterrânea de fluidos incluem a lei de Darcy, gradiente hidráulico, processos de recarga e descarga, zona de aeração e zona saturada, bem como a curva de retrocesso (Gaspary *et al.*, 1967; Gomes; Frischkorn, 2009; Souza *et al.*, 2014). A curva de retrocesso, por exemplo, é uma curva que representa as mudanças na concentração de contaminantes em um aquífero ao longo do tempo, após a interrupção da fonte de contaminação (Abd-Elaty *et al.*, 2022).

A descrição hidrodinâmica dos aquíferos representa um dos passos iniciais e fundamentais na condução de pesquisas associadas a diversos tópicos na hidrologia subterrânea (Santos *et al.*, 2020), abrangendo áreas como a elaboração de modelos matemáticos e a simulação do movimento da água em ambientes saturados, análises de recarga e utilização sustentável de águas subterrâneas, estratégias de remediação e restauração de aquíferos, entre outros (Herbert; Kitching, 1981).

Compreender a dinâmica subterrânea dos fluidos aquosos é crucial para a administração sustentável desses recursos, prevenindo a exploração excessiva, evitando a poluição e entendendo as interações com outros ecossistemas (Hassane *et al.*, 2005). Dessa forma, técnicas de monitoramento são imprescindíveis para analisar e antecipar os movimentos dos fluidos subterrâneos em distintos contextos hidrogeológicos (Castilho *et al.*, 2005; Eckhardt *et al.*, 2009).

3.5 Geoprocessamento

O geoprocessamento é um conjunto de ferramentas utilizada para analisar e processar dados geográficos de diversas formas, contemplando a definição de estruturas de interface que manipulam essas informações (Zaidan, 2017; Xavier da Silva, 2001). Já o Sistema de Informações Geográficas (SIG), caracteriza-se como um conjunto de programas computacionais que integra dados, equipamentos e pessoas, com o propósito de coletar, armazenar, recuperar, manipular, visualizar e analisar dados referenciados espacialmente em um sistema de coordenadas geográficas estabelecido (Burrough; McDonnell, 1998). Os primeiros embriões dos Sistemas de Informação Geográfica surgiram nos anos 60, no Canadá, como parte de uma iniciativa governamental para mapear os recursos naturais (Zaidan, 2017).

Nas aplicações hidrogeológicas, o uso das técnicas de geoprocessamento é uma solução para a integração entre a grande quantidade de informações georreferenciadas

provenientes das mais variadas bases de dados, e o manejo dos recursos hídricos para prever e interpretar o fluxo de água e o transporte de contaminantes (Patra, Adhikari, Kunar, 2016; Firmiano *et al.*, 2017). Devido a facilidade na disponibilidade de alguns produtos de sensoriamento remoto, tem ocorrido um grande interesse da comunidade científica no ramo hidrológico, já que os produtos de detecção remota são altamente valiosos para investigações sobre alterações ambientais, especialmente, para a concepção de estratégias adaptativas para promover a sustentabilidade, particularmente em regiões semiáridas (Sousa *et al.*, 2023).

As medições hidrológicas de detecção remota fornecem um caminho potencial para quantificar as alterações no armazenamento das águas subterrâneas (Ahamed *et al.*, 2022). Ademais, outras informações úteis disponibilizadas pelas técnicas de geoprocessamento e de suas ferramentas avançadas no estudo de águas subterrâneas são: a delimitação do contorno dos limites da extensão do aquífero, a imposição das condições de fronteira e da condição inicial do problema de fluxo, e a representação georreferenciada de uma fonte pontual de contaminação de água subterrânea (Coridola *et al.*, 2005; Marion; Mello Silva; Silva, 2010; Firmiano *et al.*, 2017).

3.6 Geoestatística

O emprego da geoestatística para a eficiente administração e preservação dos recursos hídricos, assim como para o desenvolvimento sustentável de regiões semiáridas, foi destacado por Reghunath *et al.* (2005) e Kumar, Sondhi e Phogat (2005). Esses autores afirmam que os métodos geoestatísticos representam ferramentas valiosas na gestão de recursos hídricos, sendo eficazes na obtenção de tendências de longo prazo das águas subterrâneas.

A utilização de geoprocessamento no estudo de águas subterrâneas é bastante variada, contudo, estudos que avaliam o efeito da interpolação em dados hidrogeológicos são escassos (Kumar *et al.*, 2018; Estavarengo, 2017). Segundo Hernandez *et al.* (2021), os métodos de interpolação são ferramentas geostáticas de relevância para o estudo de variáveis espaciais, de forma que auxiliam no entendimento do comportamento de parâmetros hidrogeológicos, pois a espacialização é etapa primordial para gerenciar os recursos hídricos subterrâneos.

Li, Abdelkareem e Al-Arif (2023) utilizaram geoprocessamento com interpolação em estudo de águas subterrâneas na China para prever a localização desses recursos hídricos, encontrando seis zonas prospectivas de águas subterrâneas com valores de potencial muito baixo (13%), baixo (30%), moderado (25%), alto (16%), muito alto (11%) e extremamente alto (5,26%). Utilizando dados de poços que não foram aplicados no treinamento do modelo, os

mapas resultantes foram validados com uma taxa de precisão de 0,759, indicando uma atuação eficiente da geoestatística a partir da interpolação para revelar áreas propensas a grandes volumes de água subterrânea, auxiliando planejadores e gestores.

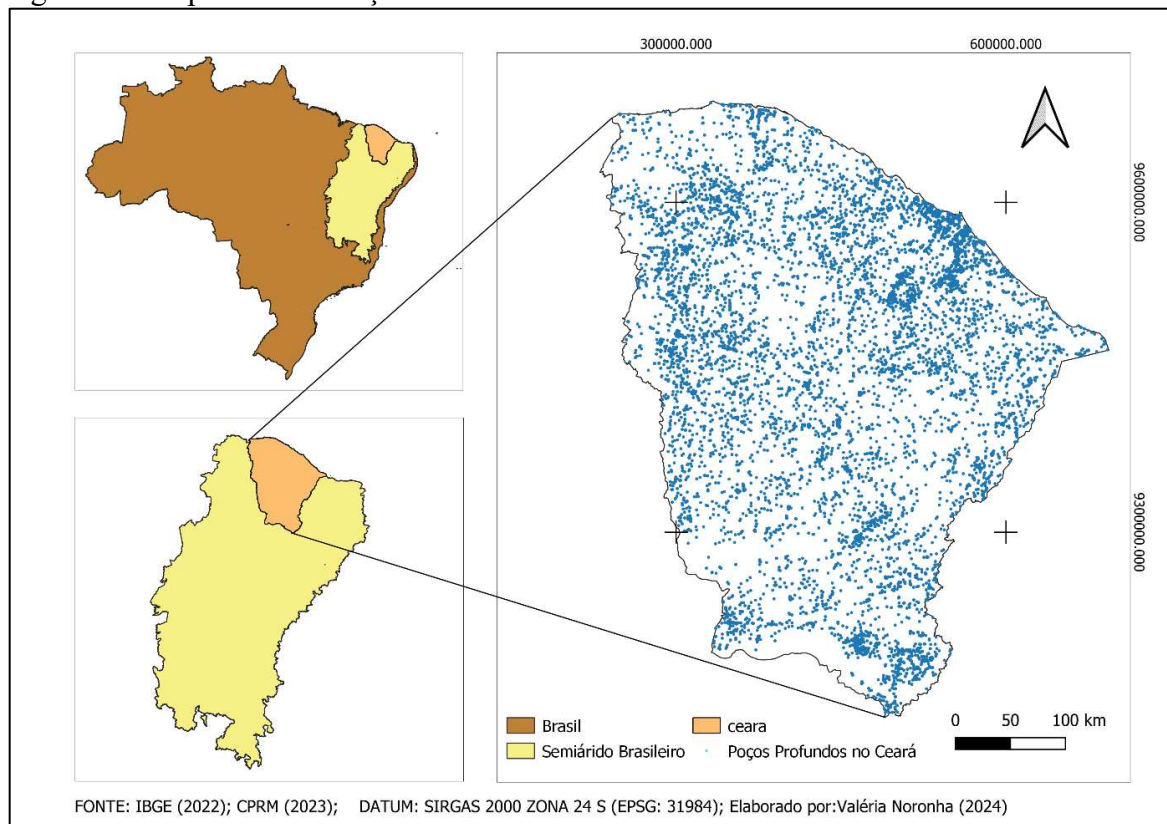
4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

4.1.1 Localização geográfica e caracterização geral

A área do estudo compreende o Estado do Ceará (Figura 4), o qual está inteiramente situado na região intertropical, bem próximo à linha do equador, entre os paralelos 2,5° e 8° de latitude Sul e os meridianos 37° e 42° de longitude Oeste. Ademais, o estado encontra-se na Região Nordeste do Brasil, tendo como limite ao Norte o Oceano Atlântico, a Oeste o estado do Piauí, ao Leste os estados do Rio Grande do Norte e da Paraíba e Pernambuco ao Sul (IPECE, 2021).

Figura 3 – Mapa de localização da área de estudo



Fonte: Autora (2024).

Conforme o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2022), o Estado detém uma área total de 148.894,447 km², dividido político-administrativamente em 184 municípios, com o total de 8.794.957 de habitantes. Em termos percentuais, sua área corresponde a 9,58% da área da região Nordeste, 1,75% do território brasileiro e está inserido predominantemente na Região Semiárida (93%).

4.1.2 Aspectos climáticos

O Estado do Ceará dispõe de 93% do seu território localizado na região semiárida do país, tornando-se mais suscetível as secas. De acordo com a classificação de Koppen (1948), o Ceará apresenta dois principais climas: o clima BSh – semiárido quente, predominante no estado (95,10%), principalmente na porção central e Sudoeste; e o clima Aw’ – Tropical chuvoso quente-úmido com chuvas de verão-outono que predomina no litoral, na faixa setentrional, no Leste e no Sudeste (CODEVASF, 2022; IBGE, 2022).

O clima úmido cearense é caracterizado pelas chuvas que ocorrem no primeiro semestre, com uma pré-estação chuvosa entre dezembro e a primeira quinzena de fevereiro e a estação chuvosa concentrada no período de fevereiro a maio (Meneses, 2007). Esse clima ocorre em regiões litorâneas e áreas de maior altitude. Em relação a pluviometria, o clima Aw’ apresenta média anual de 900 mm. Em contraste ao clima úmido, o semiárido apresenta escassez hídrica e alta incidência solar, com regime de chuvas predominantes nos meses de fevereiro a abril e índices pluviométricos entre 500 e 800 mm, resultando em déficit hídrico para agricultura e para população. A temperatura média anual do Estado é de 27°C e possui uma amplitude térmica de cerca de 5°C, variando principalmente entre 25°C e 30°C (CODEVASF, 2022).

O Ceará apresenta, assim, grande variabilidade interanual e irregularidade na distribuição das chuvas, podendo ocorrer secas severas. De acordo com Lopes *et al.* (2009), a pluviosidade média anual varia de 553 mm até 1.671 mm, onde em alguns lugares, principalmente no sertão do estado, alcançam valores extremos de 250 mm anuais e a 2700 mm anuais no litoral.

A Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) é considerada o principal sistema causador da pluviometria no norte do Nordeste, principalmente no período de fevereiro a maio. Nesse período outros sistemas atmosféricos também podem contribuir ou inibir as chuvas, são eles: Vórtices Ciclônicos de Ar Superior, Linhas de Instabilidade, Frentes Frias, Sistemas Convectivos de Mesoescala e Oscilação 30 – 60 dias (Moura *et al.*, 2019).

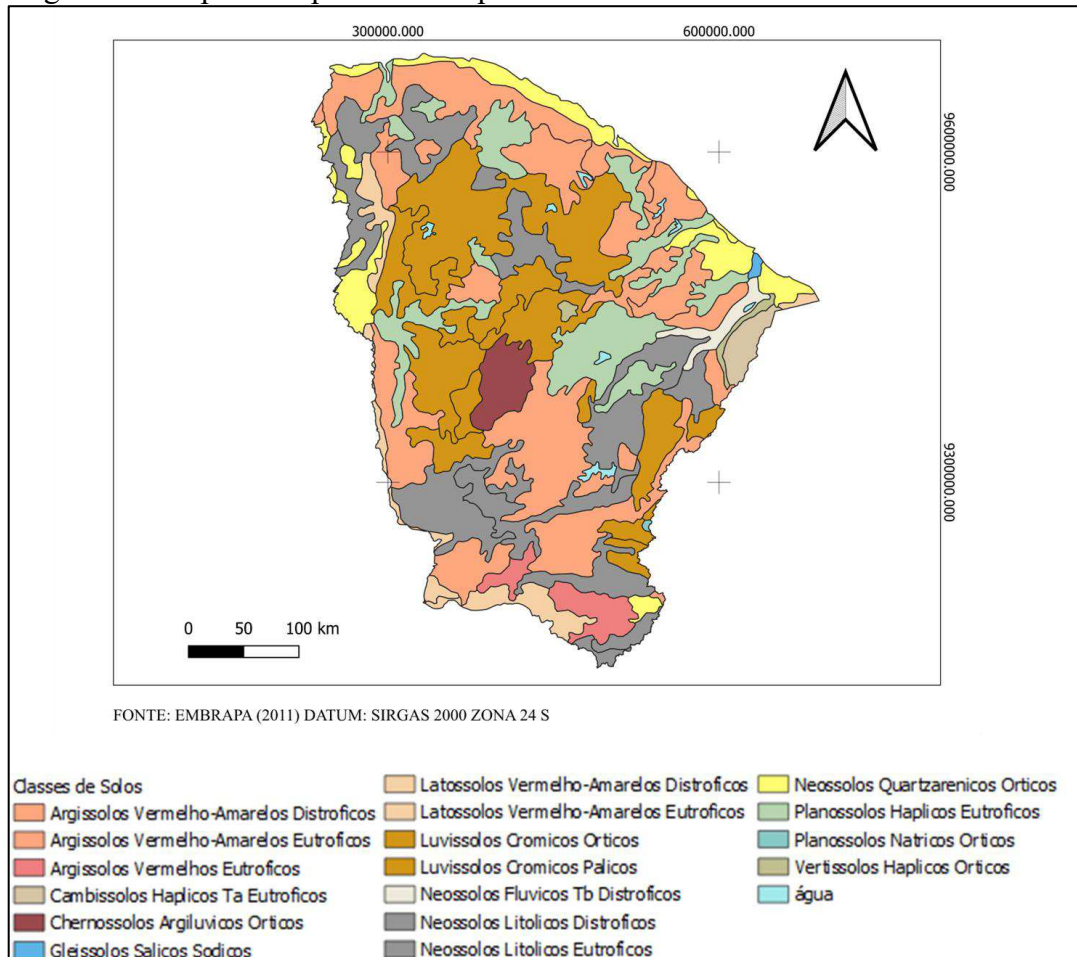
Além dos sistemas atmosféricos citados, as condições termodinâmicas dos Oceanos Pacífico (El-Niño e La-Niña) e Atlântico (Dipolo) também exercem grande influência na variabilidade das chuvas na região, sendo responsáveis pela existência de anos secos, normais e chuvosos (Caitano *et al.*, 2012).

4.1.3 Solos

O Estado do Ceará apresenta grande diversidade de classes de solos, sendo essa característica um reflexo direto dos fatores pedogenéticos (PEREIRA *et al.*, 2019). O baixo índice pluviométrico associado a altas temperaturas e taxas de evaporação, são fatores que influenciaram a ocorrência desses solos característicos no semiárido. De maneira geral, os solos do estado são mais rasos, com deficiência hídrica, pedregosidade e alta susceptibilidade à erosão. Esses fatores ocorrem em razão dos aspectos morfológicos, físicos e químicos.

São predominantes no estado as seguintes classes de solos: Argissolos Vermelhos-Amarelos, Argissolos Vermelhos, Cambissolos, Chernossolos Argilúvicos, Gleissolos Sálícos, Latossolos Vermelho-Amarelos, Luvisolos Crômicos, Neossolos Flúvicos, Neossolos Litólicos, Neossolos Quartzarênicos, Planossolos Háplicos, Planossolos Nátricos e Vertissolos, conforme Figura 4.

Figura 4 – Mapa dos tipos de solos presentes na extensão do território Cearense



Fonte: EMBRAPA (2011)

De acordo com o IBGE (2020), os Argissolos ocorrem em 30,68% da área do estado. Essa classe apresenta em sua composição materiais minerais além da existência de um horizonte B textural. Em relação a profundidade, os Argissolos apresentam diferentes graduações, variando de imperfeitamente até fortemente drenados. Outra característica relevante é a sua cor, normalmente são vermelhos ou amarelos devido a concentração de óxido de ferro presente no material mineral originário, mas podem se apresentar com coloração acinzentadas ou brunadas. A textura do solo varia de arenosa a argilosa no horizonte A, sendo de média a muito argilosa no horizonte Bt. A Tabela 1 apresenta as classes de solo que prevalecem no Ceará, bem como sua extensão territorial.

Tabela 1 – Classes de solo e sua extensão no estado do Ceará (Brasil)

CLASSE	TOTAL (Km ²)	% DO TERRITÓRIO
Água	755,17	0,51%
Argissolos Vermelho-Amarelo	45.337,25	28,43%
Argissolos Vermelho	3.344,74	2,25%
Cambissolos Háplicos	1.620,12	1,09%
Chernossolos Argiluvicos	3.121,30	2,10%
Gleissolos Sálcos	238,12	0,16%
Latossolos Vermelho-Amarelos	5.290,50	3,55%
Luvissolos Crômicos	35.298,87	23,71%
Neossolos Flúvicos	1.489,82	1,00%
Neossolos Litólicos	28.051,09	18,84%
Neossolos Quartzarênicos	10.135,96	6,81%
Planossolos Háplicos	16.414,85	11,02%
Planossolos Nátricos	61,56	0,04%
Vertissolos Háplicos	734,72	0,49%

Fonte: Adaptado de Codevasf (2022).

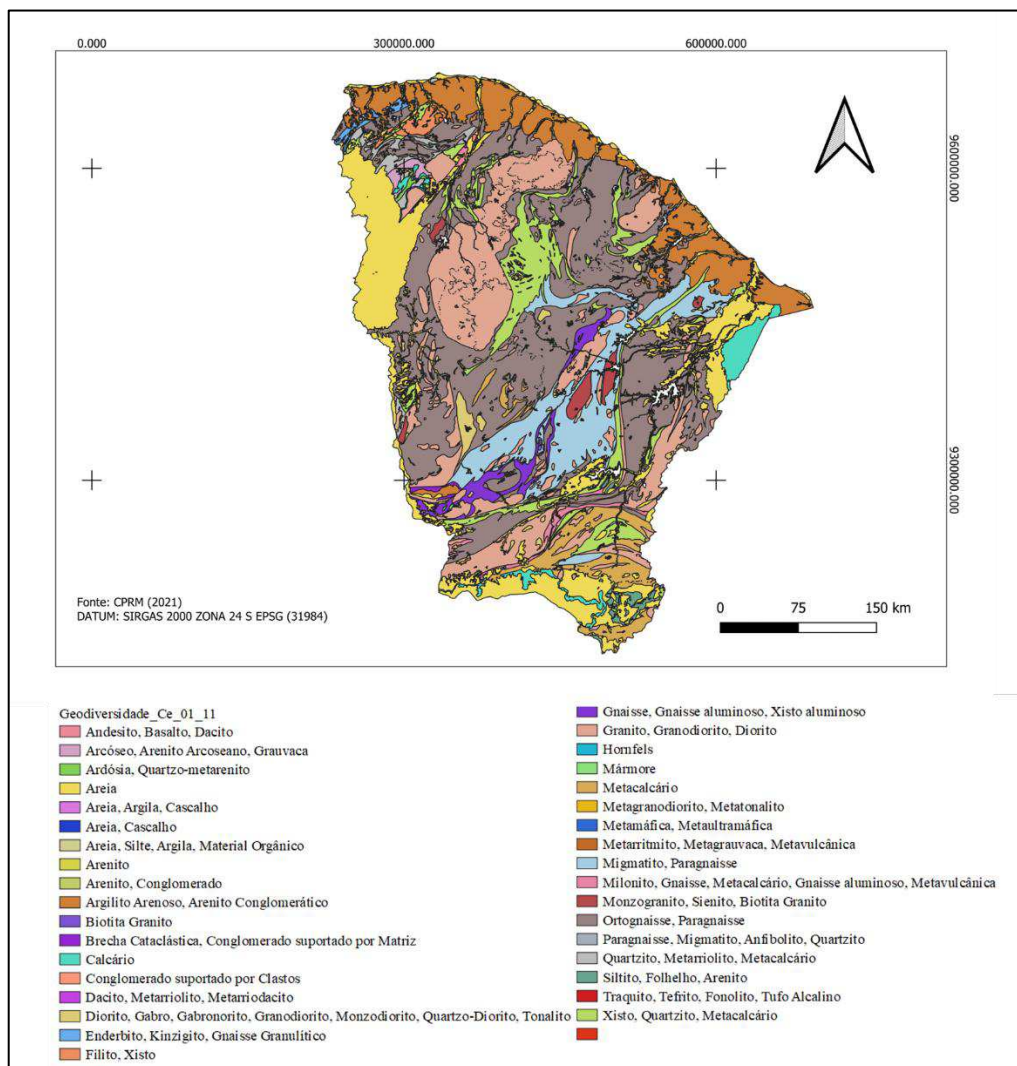
Os Neossolos predominam em 26,65% do território cearense e são caracterizados por não apresentarem um horizonte B e baixas modificações em seu material de origem, devido à pouca influência de ações intempéricas e relevo que interferem em sua evolução, apresentando, portanto, baixa fertilidade natural. Essa classe pode ser dividida em Neossolos Litólicos, Quartzarênicos, Flúvicos e Regolíticos. Os Neossolos Litólicos é a subclasse dos Neossolos que ocorrem com maior frequência no semiárido brasileiro e em 18,84% do território cearense (EMBRAPA, 2018).

Os Luvissolos crômicos são a terceira classe de solos que predominam no Ceará (23,71% da área), no qual se assemelham aos Argissolos em relação ao horizonte B textural, com argila de atividade alta e com saturação por bases altas, sendo visualizado imediatamente abaixo de horizonte A ou horizonte E. São classificados como minerais, não hidromórficos e ocorrem em relevos suave ondulado, ondulado ou forte ondulado (EMBRAPA, 2018).

4.1.4 Litologia

No que diz respeito aos aspectos litológicos, o Estado apresenta uma ampla diversidade de perfis geológicos, conforme exposto na Figura 5. Os fatores estruturais estão intimamente ligados às macroestruturas dos aquíferos, que se dividem entre embasamento cristalino e bacias sedimentares. As formações cristalinas predominam no território estadual, abrangendo cerca de 75% de sua área (Osório, 2018). Essas formações se destacam por sua resistência e estabilidade, sendo compostas principalmente por gnaisses, granitoides, micaxistos e quartzitos. Os gnaisses, em particular, são rochas metamórficas reconhecidas por sua resistência e abundância, o qual apresenta também pouca porosidade.

Figura 5 – Litologia do Estado do Ceará



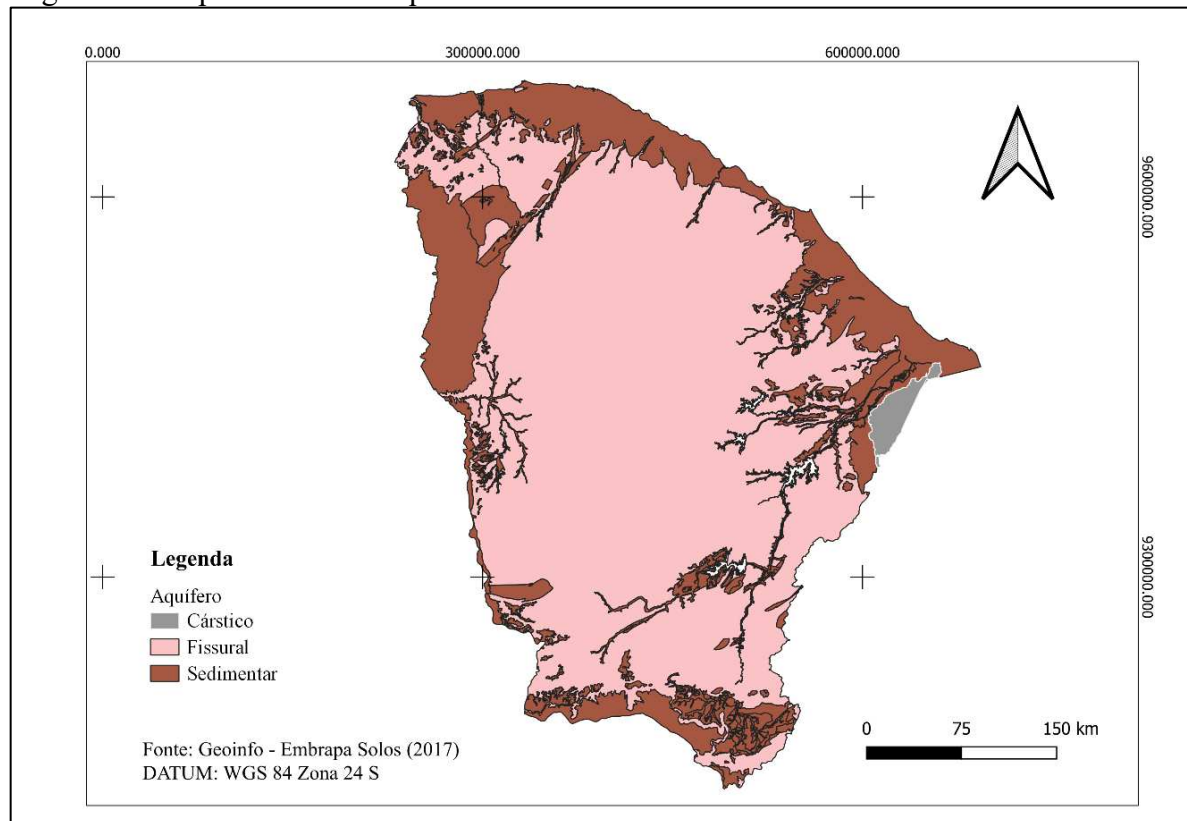
No domínio cristalino, a água é armazenada nas fissuras das rochas, o que caracteriza esse aquífero como pouco produtivo e limitante quanto a qualidade dos recursos,

visto que as rochas cristalinas possuem uma capacidade acumulativa restrita ao manto de intemperismo, aos aluviões e às fendas, além disso, os poços localizados na região do cristalino possuem um rendimento hídrico baixo (2 a 6 m³.h⁻¹) e uma vazão média em torno de 2 m³.h⁻¹ (Cajazeiras, 2020; Studart *et al.*, 2002).

De acordo com Domenico e Schwarthz (1990), os aquíferos fissurais são influenciados por três parâmetros principais que moldam o padrão de fluxo de água: a abertura, a densidade e a conectividade. Além disso, diferentes tipos de fissuras surgem devido a diferentes mecanismos de propagação, incluindo fissuras extensionais, fissuras de cisalhamento e fissuras híbridas. O fluxo de água subterrânea nestes aquíferos ocorre predominantemente através de fraturas individuais, já que estas desempenham um papel crucial na alta produtividade dos poços, como afirmado por Freeze e Cherry (2017).

As regiões caracterizadas como sedimentar estão localizadas principalmente na parte litorânea representadas pela formação barreira e no Sul do Estado, onde localiza-se a Bacia sedimentar do Araripe. (Figura 6). Os aquíferos provenientes dessas formações são notáveis devido à sua capacidade de armazenamento de água, possibilitada pela maior profundidade atingida pelos poços nesses sedimentos. A presença desses aquíferos é observada nas bacias sedimentares e em todas as áreas aluviais onde há acúmulo de sedimentos arenosos (Braga *et al.*, 2018).

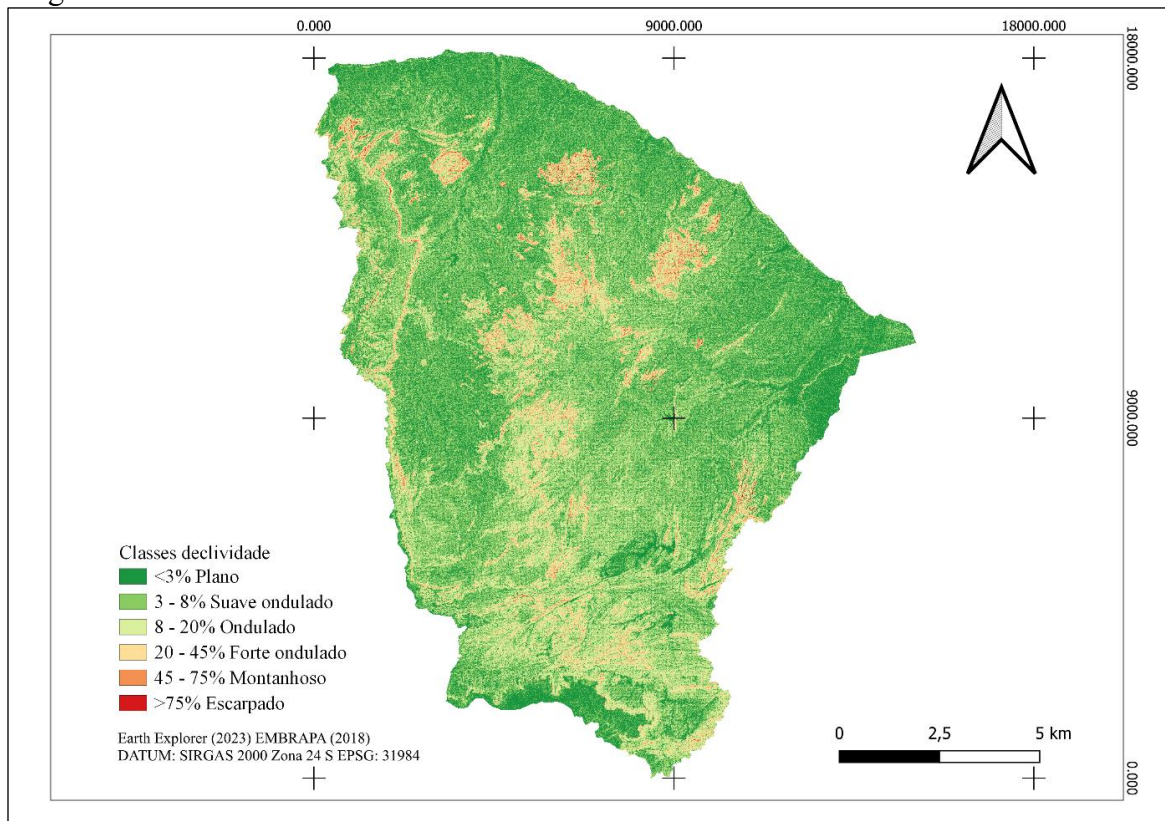
Figura 6 – Mapeamento dos aquíferos do Estado do Ceará



Fonte: Geoinfo (2017).

Ao analisar o relevo da região, conforme o critério definido pela Embrapa (2006), observa-se que uma parte significativa do território é classificado como plano a fortemente ondulado. As áreas planas predominam principalmente nas regiões costeiras e nas chapadas do Apodi e do Araripe, conforme Figura 7.

Figura 7 – Declividade do Estado do Ceará

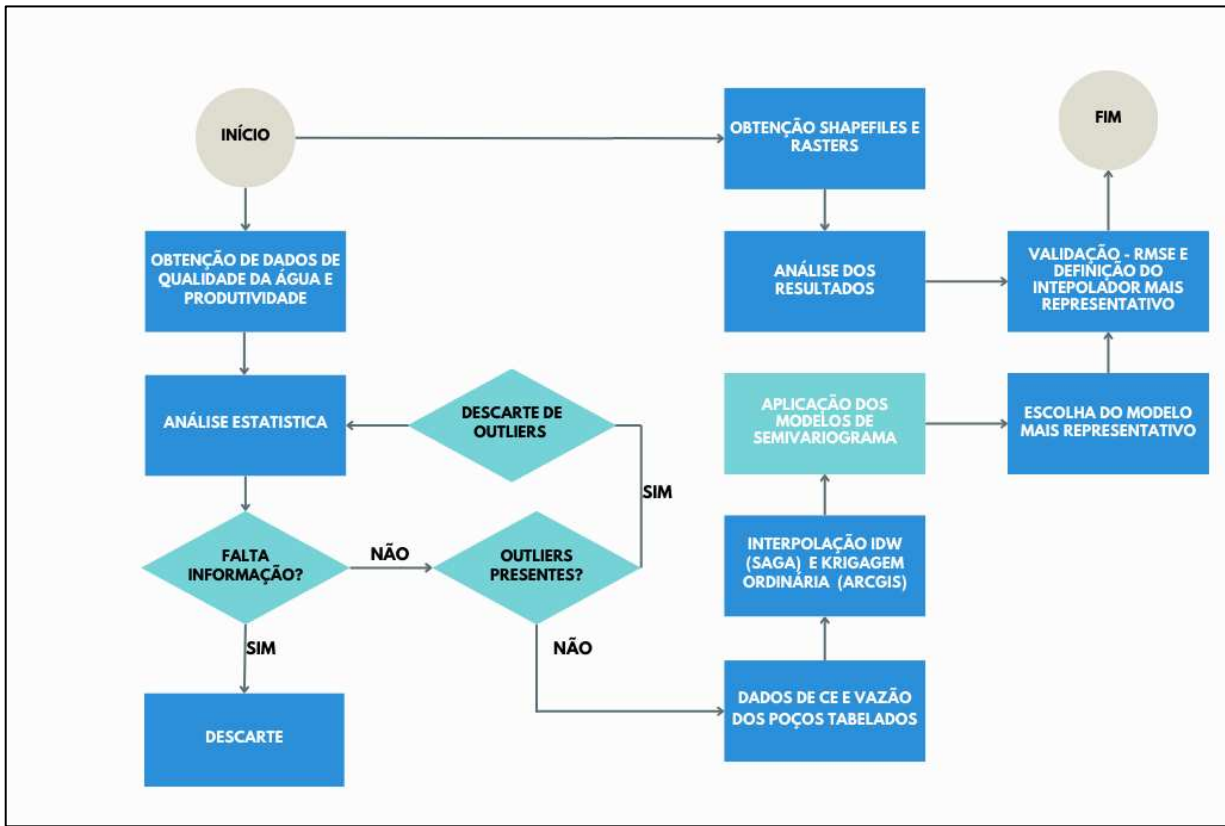


Fonte: Elaborado pela autora.

4.2 Elaboração de mapas

Para uma melhor compreensão sobre as etapas realizadas, foi elaborado um fluxograma com a sequência de atividades desenvolvidas (Figura 8).

Figura 8 – Fluxograma dos processos para delimitar as características de poços tubulares no Ceará



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

4.2.1 Mapa de Vazão e Condutividade Elétrica

Os dados utilizados com as coordenadas geográficas correspondentes a localização dos poços foram obtidos do acervo do Serviço Geológico do Brasil. A base de dados digital foi constituída de arquivos vetoriais com a localização e valor amostral dos atributos vazão ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) e Condutividade Elétrica (dS m^{-1}). Os dados foram submetidos a uma análise estatística descritiva com a finalidade de verificar se possuíam alguma anormalidade, e, em seguida, foram selecionados dois métodos de interpolação para avaliar qual o mais representativo com relação a espacialização dos dados, sendo estes o IDW (*Inverse Distance Weighting*) e a Krigagem ordinária. A interpolação para os diferentes métodos foi desenvolvida por meio do *software* SAGA 7.8.2.

O IDW é caracterizado como um método determinístico que emprega pesos inversamente relacionados à distância entre o ponto de interpolação e os pontos amostrais mais próximos, ou seja, a influência de cada ponto é ponderada pela distância inversa. Já a krigagem é uma aplicação do método geoestatístico B.L.U.E (*Best Linear Unbiased Estimate*). Essa técnica permite a criação de mapas com parâmetros demonstrados de forma regionalizada a

partir de dados pontuais da área de estudo, assim, é visto como um excelente método de interpolação de dados pela sua descrição concisa da estrutura espacial dos pontos. A diferença para os demais métodos de estimativa pontual é que a krigagem busca a minimização do residual das variâncias.

Para ambos os métodos de interpolação foram utilizados conjuntos com um total de 8024 dados de vazão e 12.580 dados de CE. Para a Krigagem ordinária o ajuste do semivariograma teórico foi aplicado para os modelos Gaussiano, esférico, potencial e exponencial, já para o método IDW foram utilizados os modelos Gaussiano, Exponencial e Distância Inversa à Potência. Após a obtenção do ajuste, foi realizada a validação dos resultados obtidos para os diferentes modelos. A avaliação do melhor modelo de semivariograma ajustado foi feita com base na separação de dados para calibração (75%) e para validação (25%).

A avaliação do desempenho dos interpoladores e a seleção do modelo mais adequado foi realizada com base na Raiz Quadrada do Erro Médio (RMSE), definida por Legates e McCabe Jr. (1999), a qual indica o desvio padrão dos erros dos modelos determinados para avaliar qual deles é mais representativo. O RMSE, conforme visualizado na Equação 1, caracteriza-se como uma métrica estatística que quantifica o desvio padrão dos erros de um determinado modelo com relação aos valores observados, sendo amplamente utilizado para a precisão dos modelos de predição e interpolação.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_i - E_i)^2} \quad (1)$$

em que:

RMSE: Raiz Quadrada do Erro Médio;

O_i: enésimo valor real observado (amostra);

E_i: enésimo valor estimado pelo método (interpolado);

n: número de amostras

4.2.2 Mapas de Nível estático, dinâmico e rebaixamento

Os mapas de Nível Estático (NE), Nível Dinâmico (ND) e Rebaixamento foram elaborados com base no banco de dados disponibilizados pela CPRM, ao todo foram contabilizados 5999 dados de poços tubulares de diferentes locais do Estado do Ceará, onde 75% dos dados foram separados para calibração e 25% dos dados para validação. O

rebaixamento do lençol freático foi obtido através da diferença entre o nível dinâmico e o nível estático da água subterrânea.

A interpolação dos dados foi realizada por meio da Krigagem ordinária, o modelo de semivariograma teórico variou em decorrência do que mais se adequou para cada grupo de dados, sendo para o NE e ND o modelo linear e para o rebaixamento o modelo potencial.

4.2.3 Mapa do risco de salinidade

Para o mapa do risco de salinidade, foram adotados valores de CE divididos em quatro classes, conforme a metodologia de Hillel (2000), onde as águas foram classificadas com risco de salinidade para irrigação em: baixo ($C1 < 0,25 \text{ dS. m}^{-1}$), moderado ($C2 > 0,25 \text{ e } \leq 0,75 \text{ dS m}^{-1}$), alto ($C3 > 0,75 \text{ e } \leq 2,25 \text{ dS m}^{-1}$) e muito alto ($C4 > 2,25 \text{ dS m}^{-1}$). A adição das classes foi feita no software Qgis, utilizou-se o raster interpolado para os dados de CE por meio da krigagem ordinária para o modelo de semivariograma exponencial (Tabela 2).

Tabela 2 – Classes de risco de salinidade

Classes	CE (dS. m ⁻¹)
C1-Baixo	< 0,25
C2- Moderado	> 0,25 e ≤ 0,75
C3- Alto	>0,75 e ≤2,25
C4- Muito alto	> 2,25

Fonte: Adaptado de Hillel (2000).

Vale salientar que a classificação dos riscos de salinização leva em consideração a utilização desse recurso a longo prazo, ou seja, durante todo o ciclo da cultura em níveis elevados de irrigação.

4.2.4. Mapa da área irrigada

Para calcular a área mínima irrigável com a vazão bombeada pelo poço, utilizou-se como referência a vazão específica (q_c) de $1 \text{ L s}^{-1} \text{ ha}^{-1}$, recomendada para sistemas de microirrigação. Esse valor é comumente adotado em projetos de irrigação localizada, sendo adequado para cultivos de diferentes culturas, como em horticultura, fruticultura e outras que possuam uma elevada demanda hídrica (Silveira 2014; Maciel 2016).

A área irrigável, em hectares, depende da vazão do poço e da duração diária de operação do sistema de irrigação. O conceito de vazão contínua considera uma jornada de irrigação de 24 horas. No entanto, para este estudo, foi considerada uma jornada de 12 horas. Assim, a vazão precisa ser ajustada, correspondendo à metade do valor estimado para a jornada

completa. Assim, foi utilizado a Equação 2 para definição da área a ser irrigada para diferentes culturas em condições adequadas.

$$A = \frac{Q}{q_c} \quad (2)$$

em que:

A: área mínima a ser irrigada pelo poço;

Q: vazão bombeada pelo poço;

Qc: vazão específica adotada para micro irrigação.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com relação a análise descritiva dos dados de vazão e CE dos poços tubulares do Estado do Ceará, a média dos dados de vazões foi de $5,44 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, entretanto, observa-se uma dispersão relativamente alta em torno da média, conforme indicado pelos valores de variância e desvio padrão. Com valor máximo de 348,5 e mínimo de $0,1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. É possível observar essa dispersão de valores também na literatura: realizando estudo em regiões semiáridas Huang *et al.* (2022) observaram vazão média de $5,93 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, já Sousa *et al.* (2022) estudando a oferta hídrica de poços de águas subterrâneas no Ceará encontraram vazões médias maiores que $200 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$.

Tabela 3 – Estatística descritiva dos dados de vazão e condutividade elétrica dos poços tubulares

Parâmetros	Vazão ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$)	CE (dS m^{-1})
Média	5,45	2,21
Erro padrão	0,16	0,29
Mediana	2,40	1,31
Moda	1,00	0,25
Desvio padrão	13,10	2,85
Variância da amostra	171,82	8,11
Curtose	180,85	32,82
Assimetria	10,76	4,11
Mínimo	0,10	0,01
Máximo	348,50	55,00
Contagem	6018,00	9440,00

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Quanto à CE, a média dos valores está em torno de $2,22 \text{ dS m}^{-1}$. O desvio padrão indica uma dispersão moderada em torno desse valor médio. Apesar da ampla faixa de valores observados para a CE, os dados se concentram principalmente em torno de $0,25 \text{ dS m}^{-1}$, como evidenciado pelos resultados obtidos. A CE da maioria das águas usadas na agricultura é inferior a 2 dS m^{-1} , globalmente, culturas irrigadas com águas que têm uma CE acima desse limite geralmente não alcançam um bom desenvolvimento das plantas (Lima *et al.*, 2014).

O Estado do Ceará possui uma elevada diversidade de aspectos geomorfológicos, os quais são constituídos principalmente por relevos modelados em rochas sedimentares e cristalinas com diferentes períodos de desenvolvimento (BRAGA *et al.*, 2018), essas condições influenciam fortemente na amplitude dos valores mínimos e máximos de CE e vazão, assim, podem ser obtidos diferentes resultados com base na região na qual a coleta foi realizada. Por exemplo, segundo Silva (2007) os poços localizados no embasamento cristalino têm uma vazão

específica (Q_e) que corresponde a 13% da dos poços situados nas bacias sedimentares, os quais são 35% mais profundos do que os poços no embasamento cristalino.

De acordo com Oliver; Webster (2014) a função plausível para as covariâncias espaciais, conhecida como variograma, é crucial para uma Krigagem sólida e deve ser estimada de forma confiável e modelada com funções matemáticas válidas. Para a vazão, o método de interpolação Krigagem ordinária revelou que o modelo mais ajustado de semivariograma foi o Potencial, conforme detalhado na Tabela 4. Tanto o coeficiente de determinação quanto o RMSE indicaram os melhores resultados para este modelo, com um coeficiente de determinação de 44,88% e um RMSE de $9,5513 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Para a Condutividade Elétrica (CE), o modelo Exponencial demonstrou um coeficiente de determinação mais elevado, atingindo 30,94%, e um RMSE menor de $2,3296 \text{ dS m}^{-1}$.

Tabela 4 – Valores obtidos para os modelos de semivariogramas aplicados para os dados de vazão e CE pelo método da Krigagem ordinária

Vazão ($\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$)					
Modelo do semivariograma	Patamar	Alcance	Pepita	R^2	RMSE
Esférico	106,3430	186758	158,7750	4,43%	9,7341
Exponencial	94,9878	188386	159,9920	4,19%	9,5839
Gaussiano	93,6100	188659	206,7720	26,34%	10,5461
Potencial	51,8317	0,0011	0,9359	44,88%	9,5513
Condutividade Elétrica (dS m^{-1})					
Modelo do semivariograma	Patamar	Alcance	Pepita	R^2	RMSE
Esférico	5,5158	178589	7,7462	25,98%	2,3795
Exponencial	4,8528	178598	7,8284	30,94%	2,3296
Gaussiano	7,2062	178687	7,4967	0,64%	2,5528
Potencial	7,2802	1,71E-05	0,9476	199,97%	2,3797

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

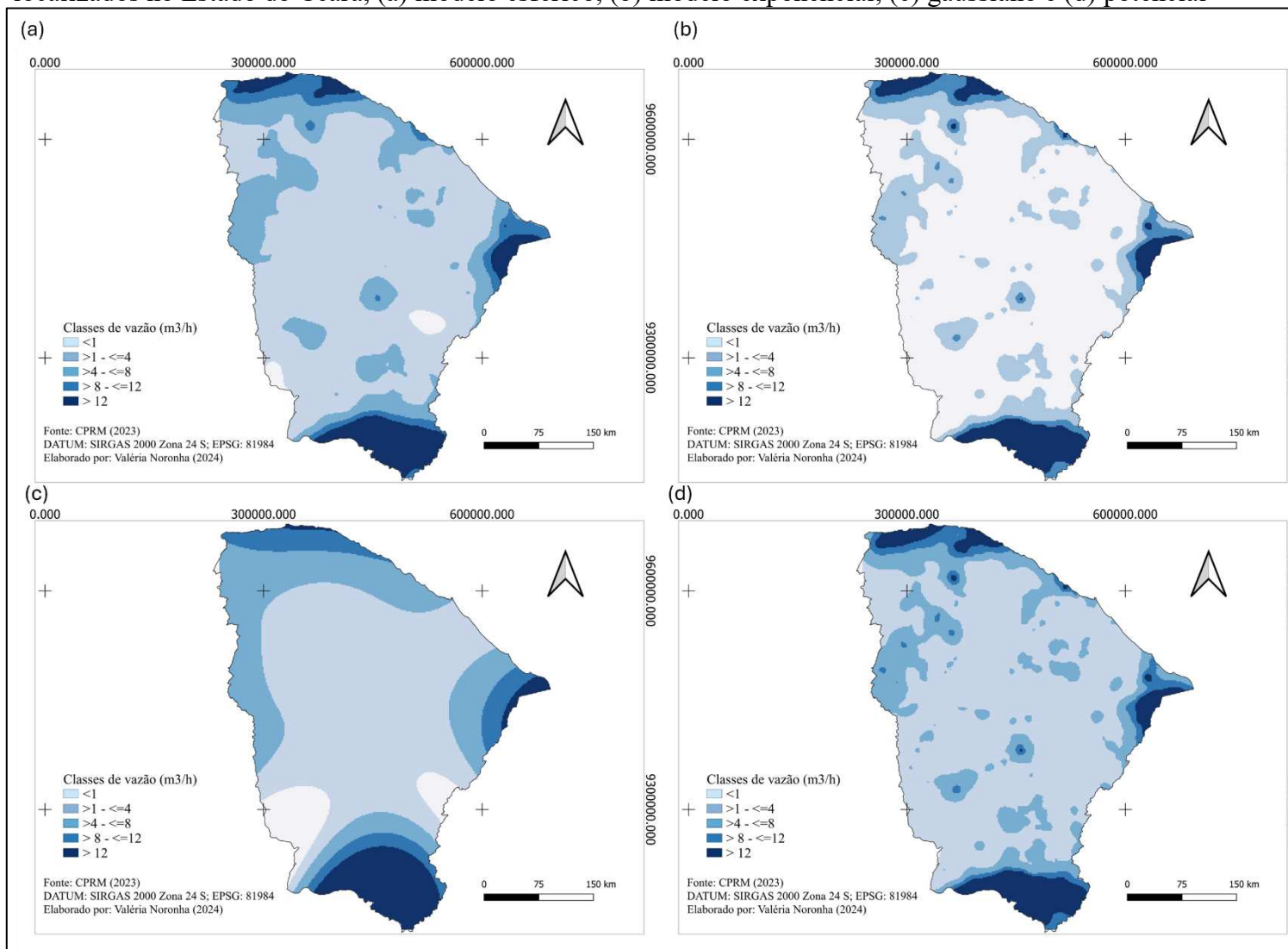
No que concerne ao parâmetro de patamar, observa-se que os valores mais baixos obtidos foram de $51,8317 (\text{m}^3 \text{ h}^{-1})$ para vazão e $4,8528 (\text{dS m}^{-1})$ para CE. Este valor representa o ponto de estabilização da variância em relação ao alcance. O parâmetro de alcance, conforme descrito por Alexandre *et al.* (2021), caracteriza-se como a distância máxima na qual os valores apresentam correlação espacial. Assim, valores além desse parâmetro indicam a ausência de dependência espacial entre os pontos.

Com relação ao parâmetro de dependência espacial pepita, observou-se que o modelo Potencial apresentou o menor valor para vazão. De acordo com Lima *et al.*, (2014), o efeito pepita representa a variabilidade espacial analisada em distâncias menores, podendo ser até inferior à menor distância de amostragem. Portanto, o efeito pepita com um valor mais baixo é considerado o mais adequado para representar a correlação entre os pontos analisados.

No entanto, para a Condutividade Elétrica (CE), embora o método Potencial tenha apresentado o menor efeito pepita, este não é o mais adequado para o semivariograma do parâmetro, sendo necessário realizar uma avaliação abrangente dos dados. Já que outros fatores apresentam divergências, como o coeficiente de determinação que foi superestimado, indicando que o modelo é inadequado para ajustar os dados de forma adequada.

Para os mapas de vazão referente ao interpolador Krigagem ordinária, observa-se as vazões mais elevadas sendo representadas pelas cores mais escuras e as vazões mais baixas pelas mais claras. Nota-se que as vazões mais elevadas estão localizadas principalmente na região litorânea e no Sul do Estado para todos os modelos apresentados (Figura 9). Na Figura observamos que essas regiões são caracterizadas como áreas de litologia sedimentar, segundo Silva *et al.* (2007) os poços dessa litologia são 35% mais profundos do que aqueles na cristalina, o que é um forte indicador da sua alta vazão. Os modelos exponencial e potencial, respectivamente Figura 9b e 9d apresentaram resultados visuais bem similares

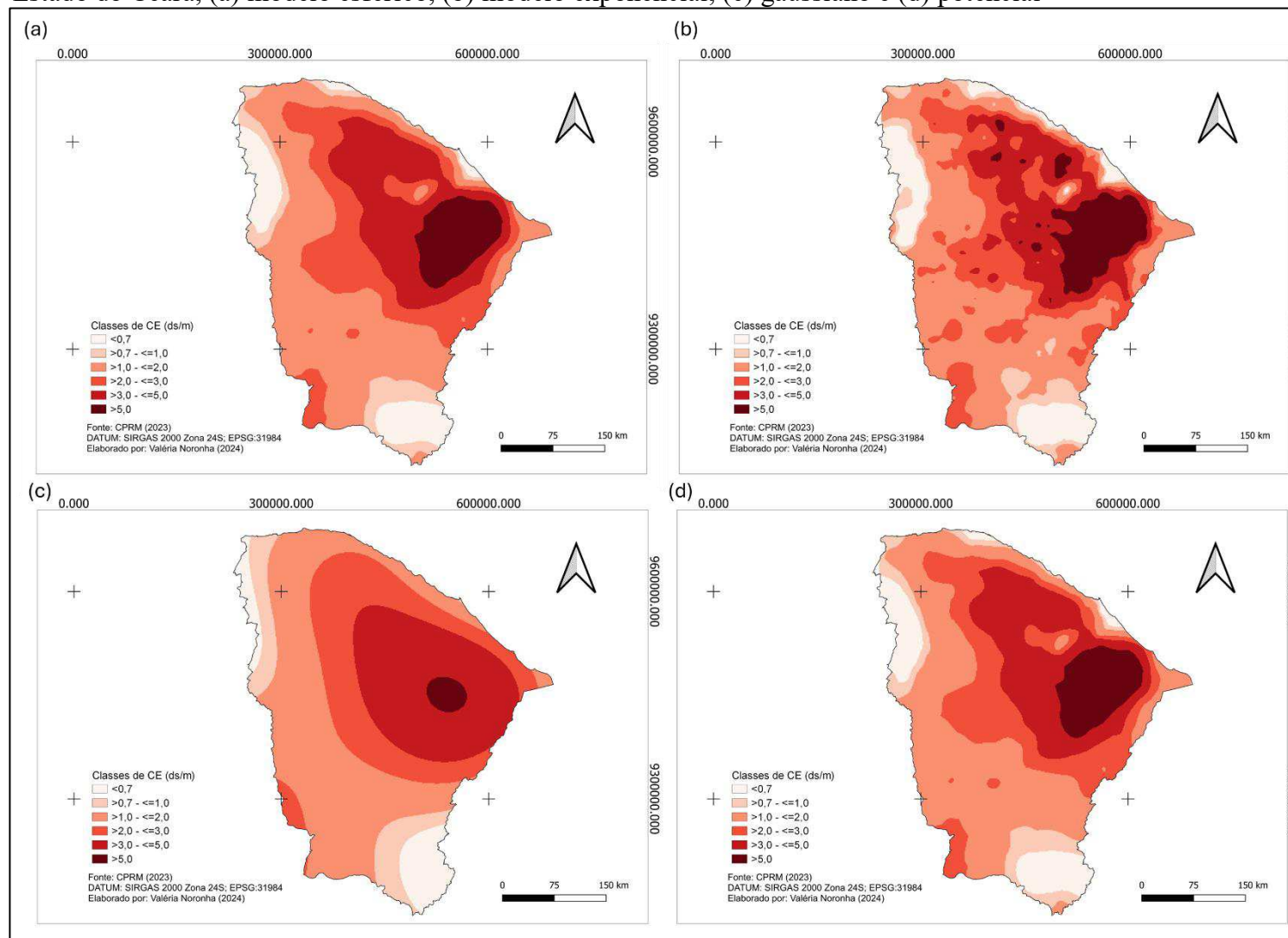
Figura 9 – Interpolação dos dados de vazão pelo método de Krigagem ordinária para os dados de poços tubulares localizados no Estado do Ceará, (a) modelo esférico, (b) modelo exponencial, (c) gaussiano e (d) potencial



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os mapas de distribuição espacial da condutividade elétrica da água de poços tubulares no Estado do Ceará estão apresentados na figura 10, utilizando o método de krigagem. As áreas com tonalidades mais claras representam os menores valores de CE, enquanto as tonalidades mais escuras indicam valores mais elevados. Uma análise visual revela a falta de padronização nos valores de CE. Apesar de os modelos empregados apresentarem semelhança nos valores aplicados para cada área, é possível observar na Figura 10c que o modelo Gaussiano abrange as áreas de forma mais ampla e circular, enquanto o modelo exponencial (Figura 10b) delinea as classes de forma mais detalhada e individualizada. Para a CE, os modelos mais similares na distribuição visual foram o potencial e o esférico (Figuras 10a e 10d).

Figura 10 – Interpolação pelo método de Krigagem ordinária para os dados de CE de poços tubulares localizados no Estado do Ceará, (a) modelo esférico, (b) modelo exponencial, (c) gaussiano e (d) potencial



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A Tabela 5 apresenta os valores de RMSE obtidos para os três modelos de ajuste aplicados para o método IDW. Observa-se que, para ambos os parâmetros, o modelo exponencial registrou um RMSE menor, indicando um melhor ajuste aos dados interpolados. O modelo exponencial descreve uma dependência espacial específica entre os dados, o que significa que a correlação entre os pontos diminui de forma exponencial à medida que a distância entre eles aumenta. Isso implica que há uma tendência para a mudança dos valores com base nas variações espaciais. De acordo com Isaaks; Srivastava (1989), esse modelo atinge o alcance prático de 95% do patamar.

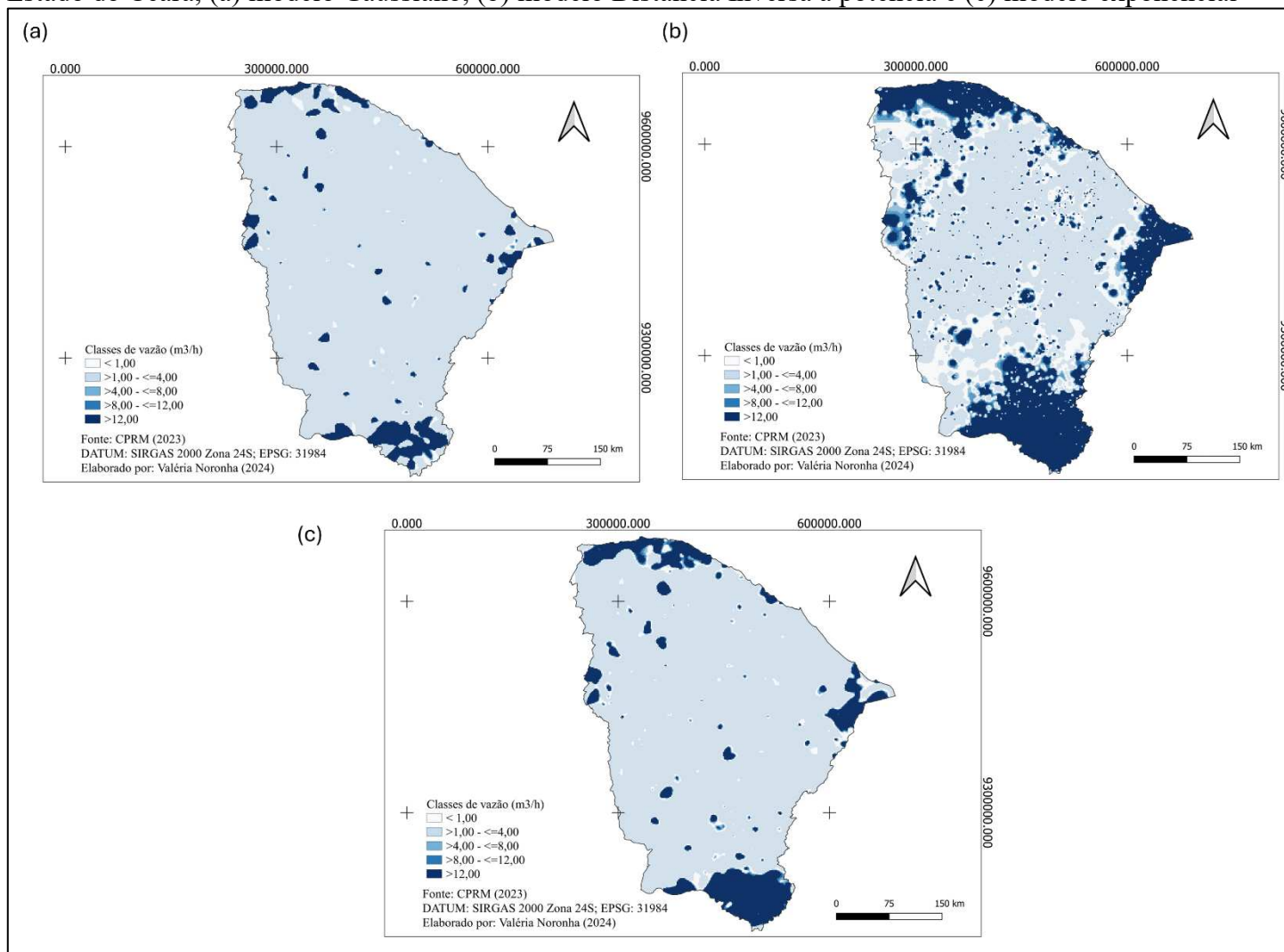
Tabela 5 – Valores de RMSE obtidos para os modelos de semivariogramas aplicados para os dados de vazão e CE pelo método IDW

IDW Vazão ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	
Modelo	RMSE
Exponencial	9,55
Gaussiano	9,71
Inverso da Potência	10,03
IDW CE (ds m^{-1})	
Modelo	RMSE
Exponencial	2,35
Gaussiano	2,40
Inverso da Potência	2,42

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

É possível observar, por meio da figura 11, o mapa de distribuição espacial dos dados de vazão dos poços tubulares para os modelos Gaussiano (Figura 11a), Distância Inversa à Potência (Figura 11b) e Modelo Exponencial (Figura 11c). Para todos os modelos, a classe mais abrangente foi a que classifica a vazão como maior que $1 \text{ m}^3 \text{h}^{-1}$ e menor que $4 \text{ m}^3 \text{h}^{-1}$. Diferente do método Krigagem que gerou uma distribuição maior de valores na área do estado (Figura 9). Foi possível perceber que a Krigagem, ao utilizar um modelo semivariograma, foi mais eficiente na relação com os dados originais, ou seja, os valores interpolados tenderam a estar mais próximos dos valores observados nos pontos de amostragem. Já o IDW gerou valores interpolados que se desviaram mais dos valores observados, especialmente em áreas com valores extremos.

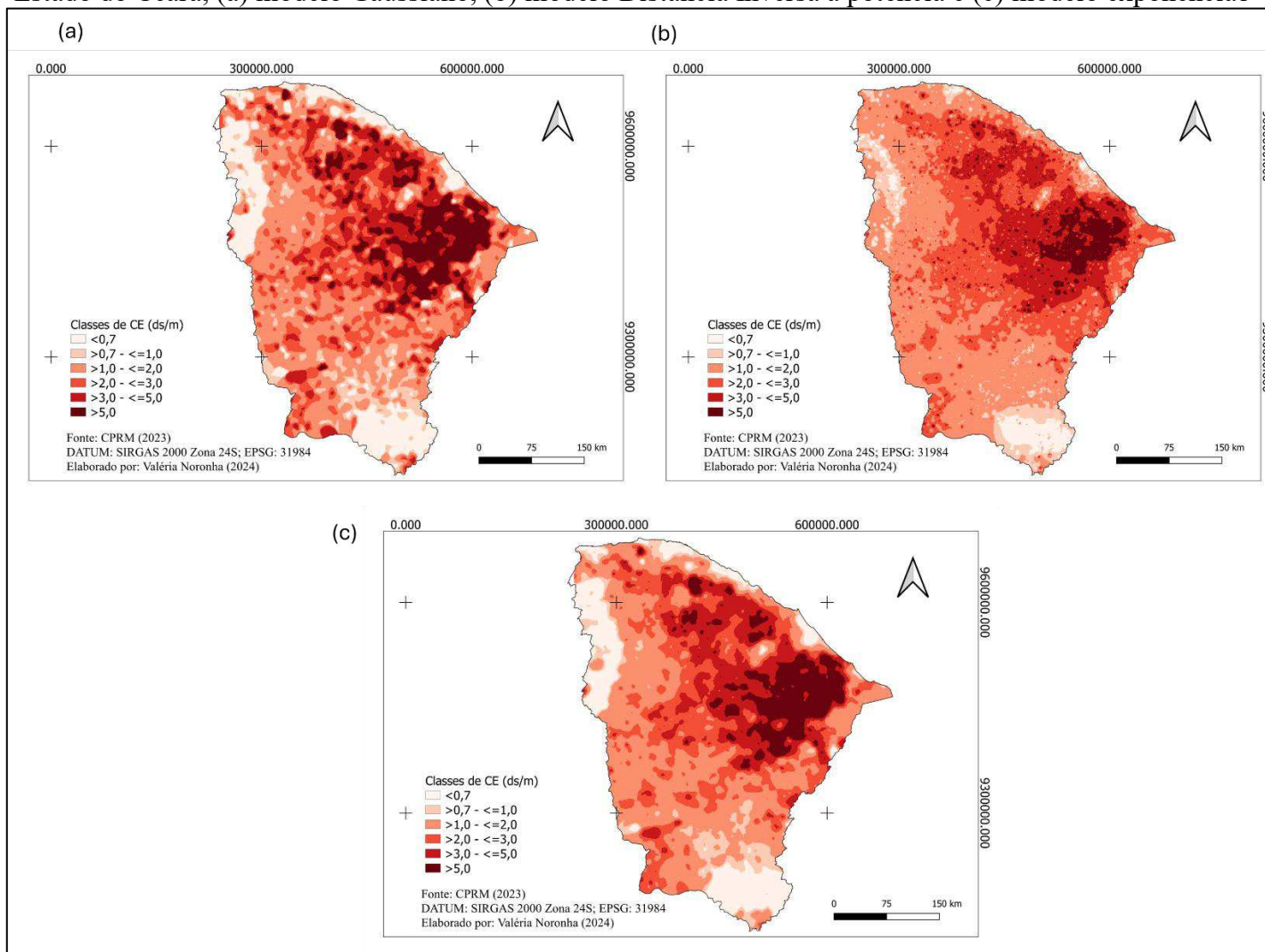
Figura 11 – Interpolação dos dados de vazão pelo método IDW para os dados de poços tubulares localizados no Estado do Ceará, (a) modelo Gaussiano, (b) modelo Distância Inversa à potência e (c) modelo exponencial



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os mapas da distribuição espacial de Condutividade Elétrica para o Estado do Ceará podem ser observados na Figura 12, utilizando o método de Interpolação IDW com os modelos Gaussiano (Figura 12a), Distância Inversa à Potência (Figura 12b) e Modelo Exponencial (Figura 12c). Os modelos mostram interfaces distintas: o modelo Gaussiano classifica uma quantidade maior de áreas com CE superior a 5 dS m^{-1} em comparação com o modelo de Distância Inversa à Potência. Além disso, este último apresenta áreas mais condensadas com valores semelhantes de CE

Figura 12 – Interpolação dos dados de CE pelo método IDW para os dados de poços tubulares localizados no Estado do Ceará, (a) modelo Gaussiano, (b) modelo Distância Inversa à potência e (c) modelo exponencial



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A Tabela 6 mostra os valores do RMSE para os dois métodos de interpolação, com base na seleção do modelo mais ajustado. No geral, para a variável vazão, ambos os interpoladores mostraram resultados similares, sugerindo que são métodos eficazes para a espacialização dos dados de vazão e condutividade elétrica. No entanto, para a Condutividade Elétrica (CE), a Krigagem Ordinária por meio do modelo exponencial registrou o menor RMSE (2,33 dS m⁻¹).

Tabela 6 – Valores de RMSE para os métodos de interpolação Krigagem ordinária e IDW

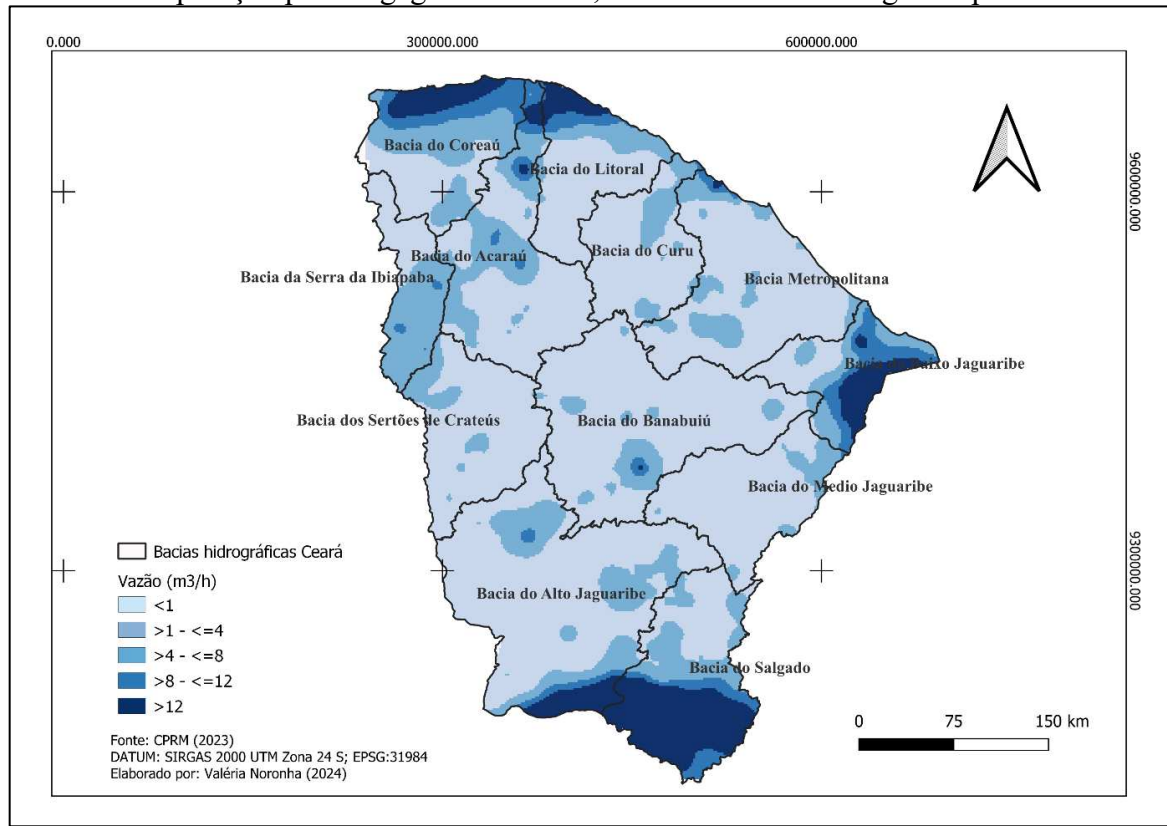
	Valores de RMSE	
	Krigagem	IDW
Vazão	9,55	9,55
CE	2,33	2,35

Fonte: Elaborado pela autora (2024)

Diversos autores avaliaram os dois métodos de interpolação estudados e apresentaram resultados satisfatórios (Zaiming *et al.* 2012; Khodadadi *et al.* 2015; Boufekane e Saighi 2016, Safarbeiranvnd *et al.* 2018), o que corrobora com os resultados obtidos nessa pesquisa. Contudo, com base nos resultados visuais e no menor valor de RMSE, optou-se por utilizar o método de interpolação Krigagem ordinária para mapear o potencial de vazão e condutividade elétrica do Estado do Ceará.

A vazão dos poços é fortemente influenciada pelo tipo de aquífero subjacente. Aquíferos granulares, compostos por rochas sedimentares permeáveis, geralmente têm maior capacidade de armazenamento de água do que aquíferos cristalinos, devido à sua maior porosidade e permeabilidade. Isso resulta em uma maior vazão de água subterrânea em regiões onde esses aquíferos predominam, como indicado pela coloração mais escura na Figura 13 em comparação com a Figura 7.

Figura 13 – Distribuição espacial dos dados de vazão da água de poços tubulares, por meio da interpolação por Krigagem ordinária, modelo de semivariograma potencial



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

O armazenamento de águas subterrâneas, bem como a vazão dos poços são fatores que dependem também de aspectos como: a declividade, o tipo de solo, a pluviometria, o uso e ocupação do solo e a altitude (Nogueira, 2017). Nota-se que as regiões com vazões mais elevadas (coloração mais escura) apresentaram de forma abrangente um relevo caracterizado como plano a suave ondulado conforme apresentado na Figura 8, da declividade do Estado. A inclinação é uma das características intrínsecas na identificação de zonas potenciais de água subterrânea (Ganesan; Subramaniyan, 2024). Locais com relevo acidentado proporcionam um maior escoamento superficial em eventos pluviométricos, o que retarda o abastecimento dos aquíferos. Kumar e colaboradores (2016) em um estudo sobre o mapeamento de zonas potenciais de água subterrânea na área de Killinochi, Sri Lanka, obteve como resultado que as áreas com relevo mais plano (0° - 2°), permitiram um escoamento mais lento da água, o que proporcionou um maior período de recarga do aquífero e consequentemente maior vazão.

Avaliando a vazão dos poços tubulares nos limites das bacias hidrográficas do Estado, observa-se que a Bacia do Salgado apresenta os maiores valores médios de vazão, atingindo $31,26 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$. Essa bacia está situada na região conhecida como Chapada do Araripe, caracterizada por solos altamente intemperizados, profundos e permeáveis. Além disso, sua

topografia suave e a eficiente drenagem favorecem os elevados índices de vazão (Brandão & Freitas, 2014). Em seguida, destacam-se as Bacias do Baixo e Alto Jaguaribe (Tabela 7). A Bacia do Baixo Jaguaribe, originária da Bacia Sedimentar do Apodi, possui alto potencial hidrogeológico, enquanto a Bacia do Alto Jaguaribe é predominantemente composta por formações do tipo fissural.

Tabela 7 – Valores médios de vazão para as Bacias Hidrográficas do Estado

Vazão (m³ h⁻¹) - Bacias hidrográficas	
Bacias	Média ± DP
Salgado	31,26 ± 15,33
Metropolitana	6,84 ± 2,93
Alto Jaguaribe	19,09 ± 10,61
Médio Jaguaribe	5,71 ± 2,86
Baixo Jaguaribe	20,95 ± 11,12
Banabuiu	6,14 ± 3,41
Curu	5,25 ± 2,25
Crateús	3,84 ± 1,30
Acaraú	10,00 ± 3,86
Litoral	14,14 ± 5,73
Coreau	12,37 ± 5,08
Serra da Ibiapaba	6,33 ± 2,24

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

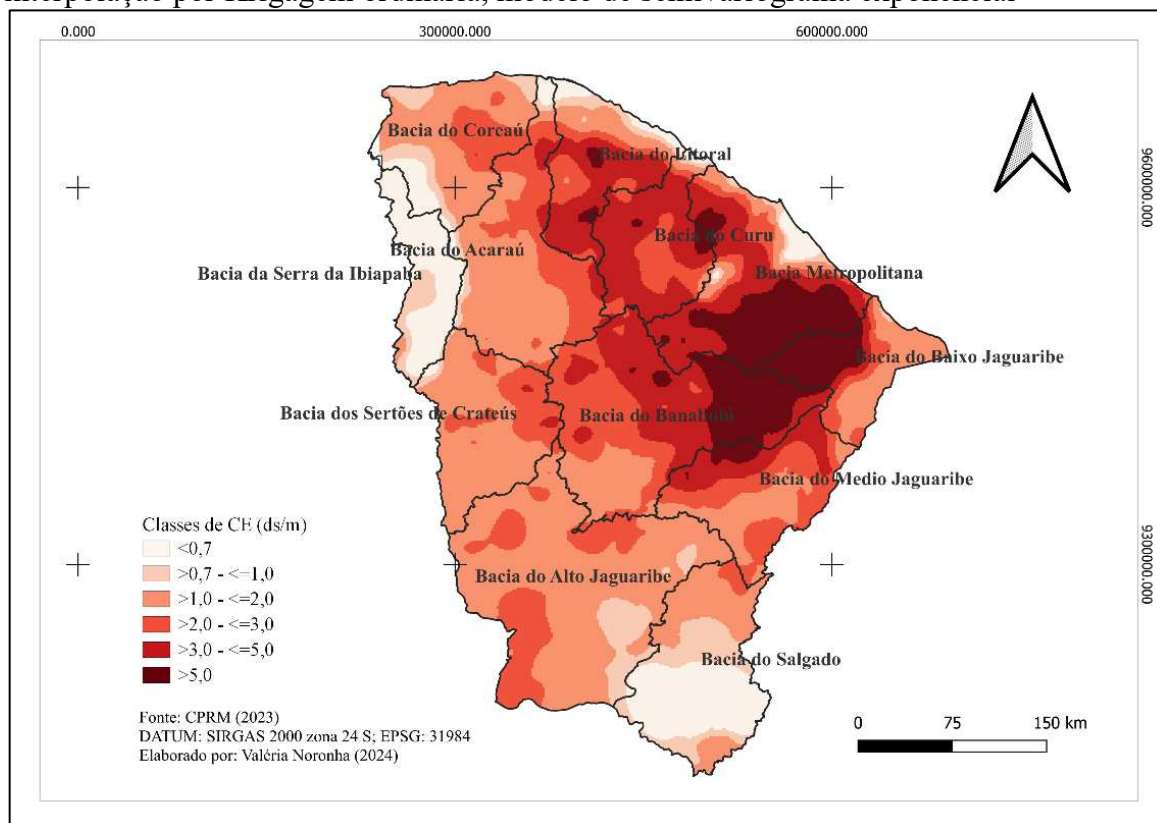
De acordo com Silva *et al.* (2007) a bacia Metropolitana possui o maior número de poços em operação, enquanto a bacia do Salgado ocupa a segunda posição. No entanto, quando se analisa a vazão específica, a bacia do Salgado apresenta o maior potencial de exploração, com o Baixo Jaguaribe vindo em segundo lugar.

As menores vazões dos poços tubulares foram observadas na Bacia dos Sertões de Crateús, essa bacia está consolidada na região do cristalino, fatores como a baixa capacidade de infiltração, associados as perdas de umidade do solo em áreas antropizadas, reduzem sensivelmente a recarga dos aquíferos, sendo este, o principal componente para que se estabeleça um fluxo de extração de recursos do aquífero (Santos *et al.*, 2021). A recarga de um aquífero está relacionada a série histórica dos dados meteorológicos, a Bacia dos Sertões de Crateús possui históricos recentes de longos períodos de estiagem, que são comumente observados para essa região.

A análise dos dados de condutividade elétrica (Figura 14) revela uma associação entre os valores elevados e a presença de aquíferos cristalinos (Figura 7). A litologia cristalina, com sua intrínseca heterogeneidade e maior potencial de intemperismo, favorece a dissolução

de minerais, resultando em águas com maior condutividade elétrica. Contudo, outros fatores, como a composição química das rochas, o tempo de residência da água no aquífero, a interação água-rocha e a influência de processos antrópicos, podem modular a condutividade elétrica das águas subterrâneas na região estudada (Teramoto *et al.*, 2018).

Figura 14 – Distribuição espacial dos dados de CE da água de poços tubulares, por meio da interpolação por Krigagem ordinária, modelo de semivariograma exponencial



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A CE apresentou uma variação considerável entre as diferentes bacias hidrográficas estudadas. O mínimo de CE registrado foi de $0,03 \text{ dS m}^{-1}$, enquanto o máximo atingiu 9 dS m^{-1} (Tabela 8). A média para todas as bacias variou de $1,00 \text{ dS m}^{-1}$ a $4,86 \text{ dS m}^{-1}$. Entre as bacias hidrográficas, destaca-se a Bacia do Banabuiú com o maior valor médio de CE ($4,86 \text{ dS m}^{-1}$), seguida pela Bacia Metropolitana ($4,79 \text{ dS m}^{-1}$) e Médio Jaguaribe ($4,33 \text{ dS m}^{-1}$). Existem diversos fatores que podem contribuir para uma CE mais elevada, tais como relevo, solos, uso e ocupação, geologia e o clima, segundo Fernandes *et al.* (2010), determinar quais desses atributos possui maior influência na qualidade da água é uma tarefa complexa e que necessita de investigações complementares.

Tabela 8 – Valores médios de condutividade elétrica para as Bacias Hidrográficas do Estado
CE (dS m⁻¹) – Bacias hidrográficas

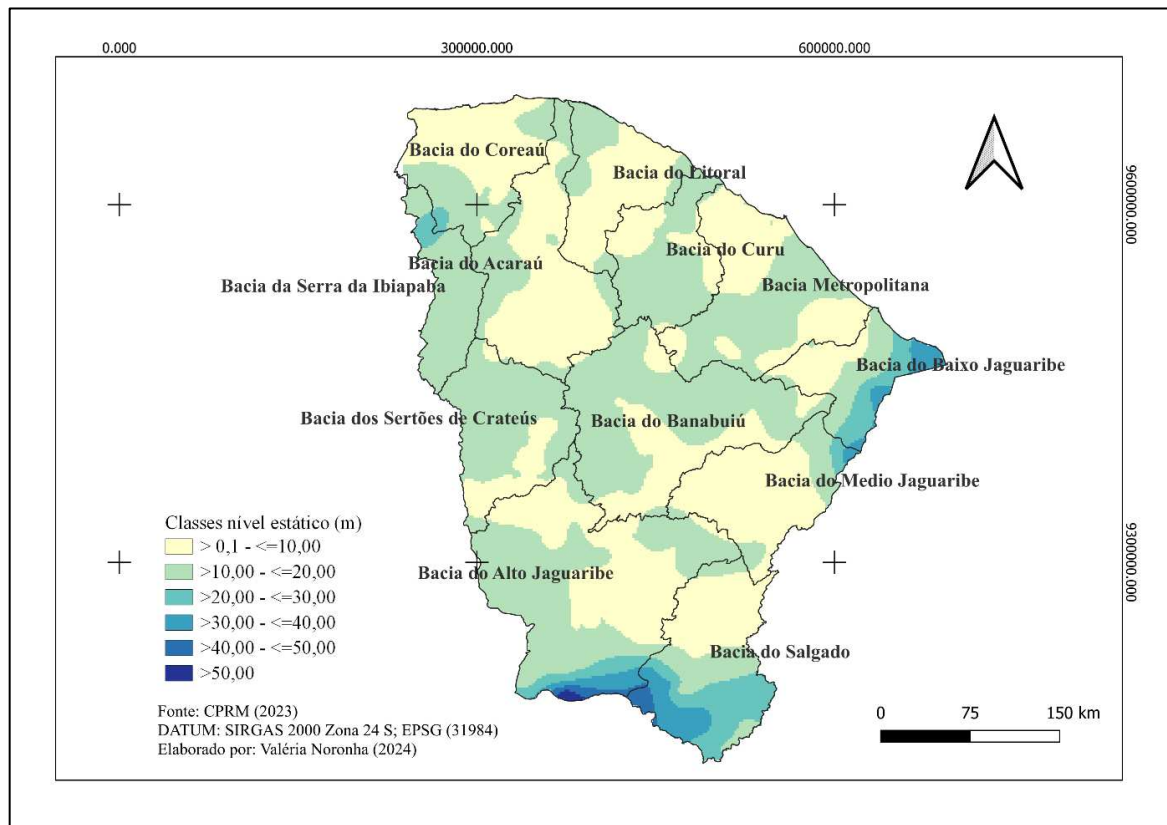
Bacias	Média ± DP
Salgado	1,50 ± 0,95
Metropolitana	4,79 ± 2,61
Alto Jaguaribe	2,10 ± 0,94
Médio Jaguaribe	4,33 ± 2,21
Baixo Jaguaribe	4,30 ± 2,64
Banabuiú	4,86 ± 2,20
Curu	3,07 ± 1,81
Crateús	1,25 ± 0,82
Acaraú	1,50 ± 1,28
Litoral	2,44 ± 1,83
Coreaú	1,57 ± 1,04
Serra da Ibiapaba	1,00 ± 0,70

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

As bacias com menores valores médios de CE foram a Serra da Ibiapaba (1,00 dS m⁻¹), Crateús (1,25 dS m⁻¹), e Salgado (1,50 dS m⁻¹). Santiago et al (1997) estudando a qualidade da água subterrânea na região da bacia do Salgado encontraram valores máximo de 0,3 dS m⁻¹ de CE. Na região de Cratéus, Lima; França; Loiola, (2014) analisando o comportamento da CE e da concentração do íon cloreto (Cl⁻) em poços profundos, encontraram valores máximos de 2.25 dS m⁻¹.

A avaliação de um sistema de abastecimento de água requer uma análise geral do seu comportamento, incluindo o desempenho do poço e as características de rebaixamento (Fridenreich; Vilela, 2007). Na Figura 15, apresenta-se as diferentes classificações para nível estático de poços tubulares no Estado do Ceará de acordo com a interpolação de 4.200 dados de poços pelo método da Krigagem ordinária.

Figura 15 - Mapa de nível Estático dos poços tubulares do Estado do Ceará



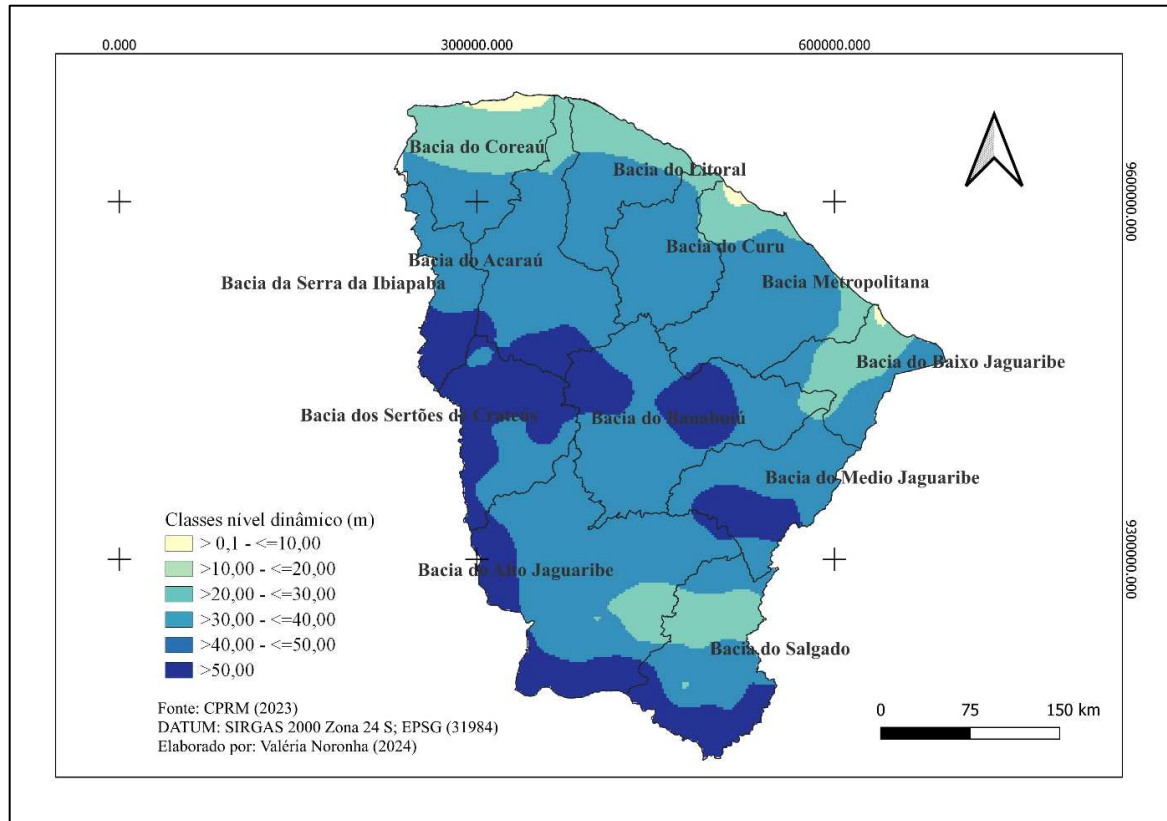
Fonte: Elaborado pela autora (2024).

De forma mais abrangente o Estado possui poços tubulares com nível estático variando principalmente entre 0,1 a 20 metros. Na região Sul e Oeste do Estado, nas bacias do Alto Jaguaribe, Baixo Jaguaribe e do Salgado os valores de nível estático são mais elevados, alcançando valores acima de 50 metros. O nível estático pode ser assimilado a capacidade dos aquíferos, ou seja, as condições de armazenamento e disponibilidade hídrica, o que permite um planejamento prévio da capacidade de extração de água dos poços tubulares. Além disso, esses valores podem variar em decorrência do tempo de operação, visto que poços mais antigos podem alcançar um rebaixamento maior que poços inoperantes (Tcacenco-Manzano *et al.*, 2019).

Já o nível dinâmico corresponde à profundidade em que a água de um poço se encontra durante o bombeamento, esse nível é variável comparado ao nível estático porque ocorre durante a extração do recurso hídrico. Segundo Foster; Brozović; Butler (2015) a diminuição das capacidades de bombeamento dos poços reduz significativamente as áreas de produção irrigada e os lucros na agricultura irrigada. A interpolação do nível dinâmico para o

Estado apresentou uma variação mais recorrente em torno de 30 a 40 metros, sendo mais elevado principalmente no Sul e centro do Estado (Figura 16).

Figura 16 - Mapa de nível dinâmico dos poços tubulares do Estado do Ceará



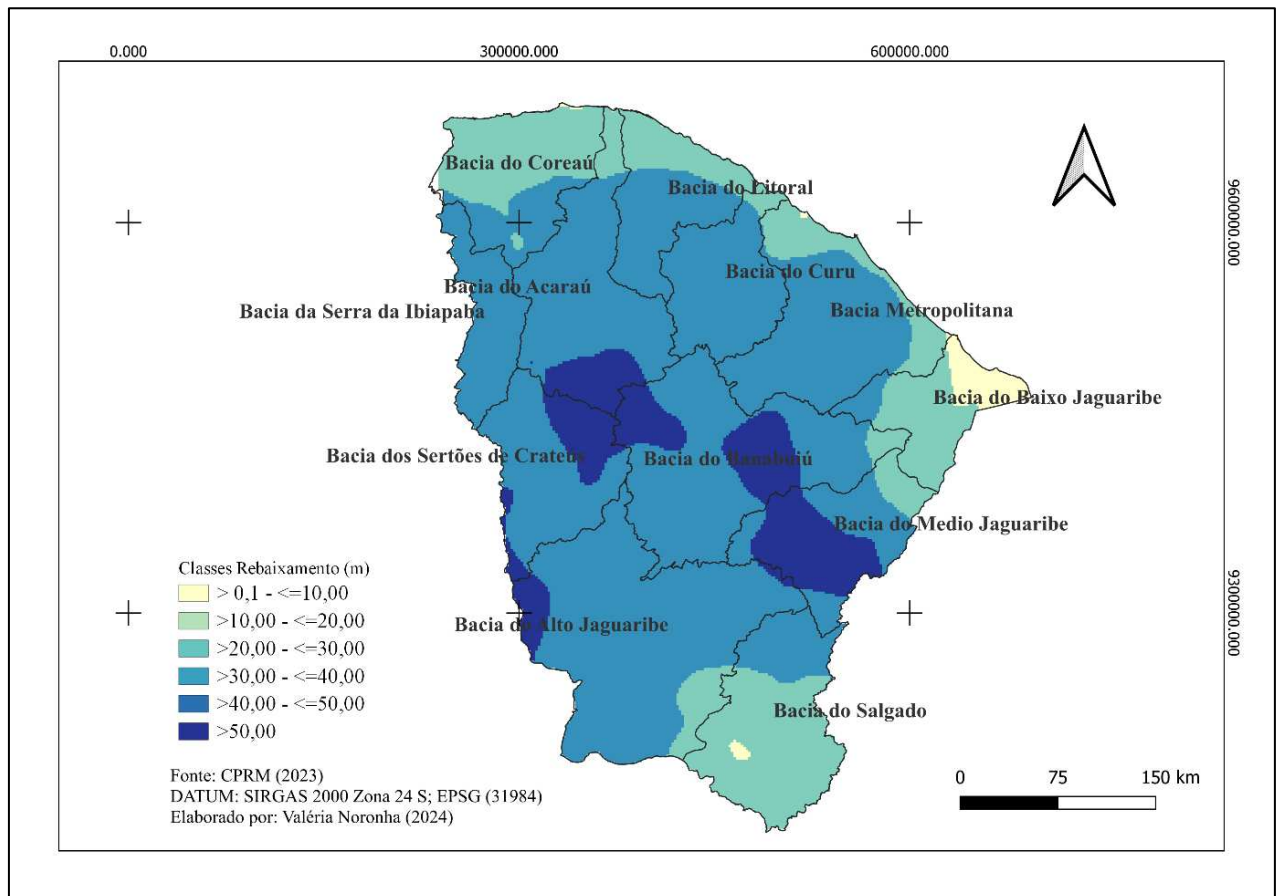
Fonte: Elaborado pela autora (2024).

As regiões com menor profundidade do nível dinâmico indicam que a extração ocorre com maior facilidade, como por exemplo, em áreas da Bacia do Coreaú e Bacia Metropolitana, em decorrência do recurso estar disponível em um nível mais próximo da superfície, o que pode ser também um indicador de menor custo de bombeamento do poço tubular. Já as regiões com profundidade superior a 50 metros, localizadas principalmente no centro e sul do Estado, necessitam de uma maior exploração para extração do recurso (Gorelick ; Zheng, 2015). A avaliação do nível dinâmico juntamente com o nível estático permite também estabelecer os limites de exploração da região, visto que, deve ser levado em consideração os impactos ambientais que poderão ser ocasionados por uma super-exploração ameaçando a sustentabilidade dos aquíferos, principalmente na irrigação para produção agrícola (Fishman et al., 2011).

O rebaixamento do lençol freático refere-se à descida no nível de água subterrânea, isso pode ocorrer em decorrência da extração de água, principalmente quando feita de forma excessiva, das mudanças climáticas além de outros fatores. Observa-se na Figura 17, que o

rebaixamento do lençol freático possui valores mais elevados, acima de 30 metros nas regiões marcadas pelos aquíferos do tipo cristalino como mostrado na Figura 7. Esse fator pode ser explicado em decorrência das características desses aquíferos, que possuem maiores limitações relacionadas ao armazenamento de água, assim o rebaixamento ocorre de forma mais intensa (Kreis *et al.*, 2020).

Figura 17 - Mapa de rebaixamento do lençol freático para o Estado do Ceará

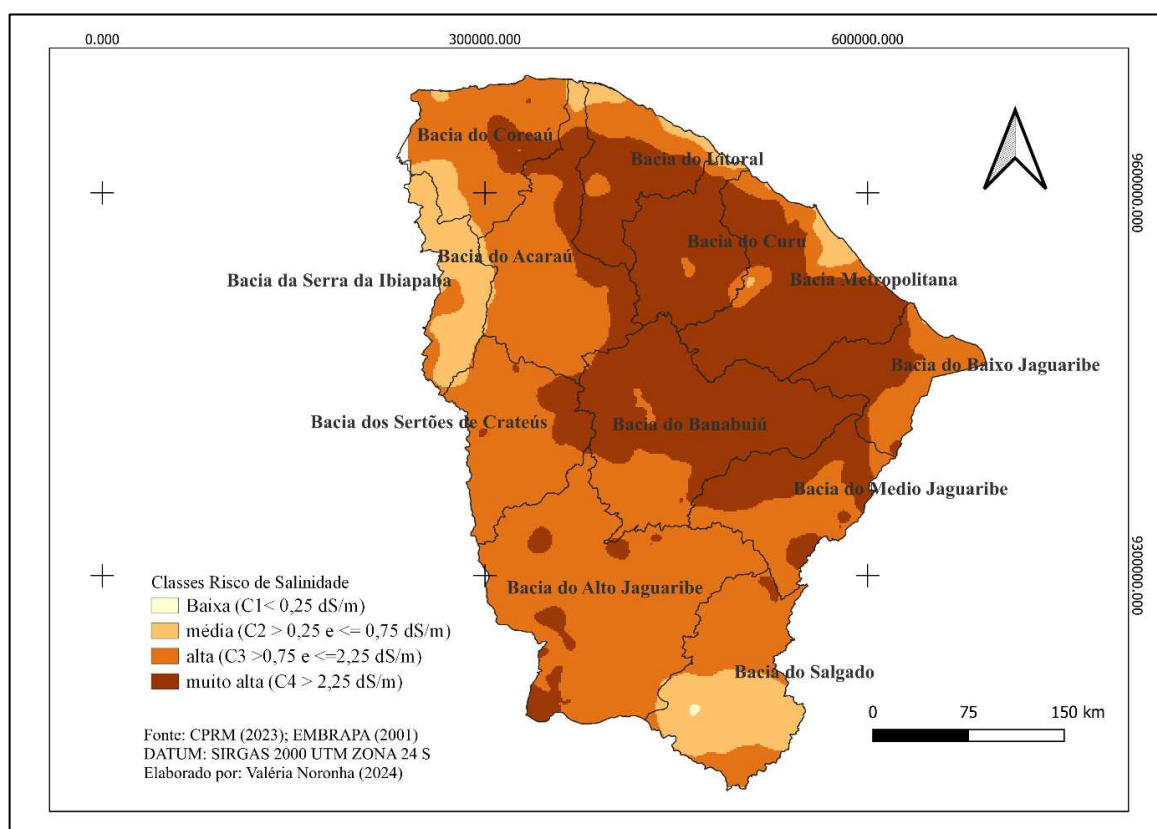


Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A CE é o parâmetro mais comumente utilizado para avaliar a salinidade da água (Barroso *et al.*, 2011). Ela representa a capacidade dos íons acumulados na água de conduzir eletricidade, que aumenta à medida que a concentração de sais na água se eleva. De modo simplificado, segundo Ayers; Westcot, 1992, os valores de condutividade elétrica abaixo de 3 dS/m apresentam níveis leves a moderados de restrição do uso da água para irrigação, significando que até esse limite de CE a água poderá ser utilizada para algumas culturas, podem ser citadas com base na produtividade potencial de 100% até esse limite de CE tais como: feijão, milho, arroz inundado, sorgo, beterraba, melão, cenoura, alface, tomate, cebola (Ayers; Westcot, 1976).

O risco de salinidade na agricultura corresponde ao problema ocasionado pelo acúmulo de sais na zona radicular da cultura, visto que essa concentração proporciona a perda de rendimento em decorrência do bloqueio de absorção de água pela planta, promovendo o estresse matricial e osmótico de forma simultânea (Alkharabsheh *et al.*, 2021). Na Figura 18 é possível observar o mapeamento das classes de CE quanto ao risco de salinidade para irrigação no Estado do Ceará

Figura 18 - Mapa das classes do risco de salinidade para o Estado do Ceará



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

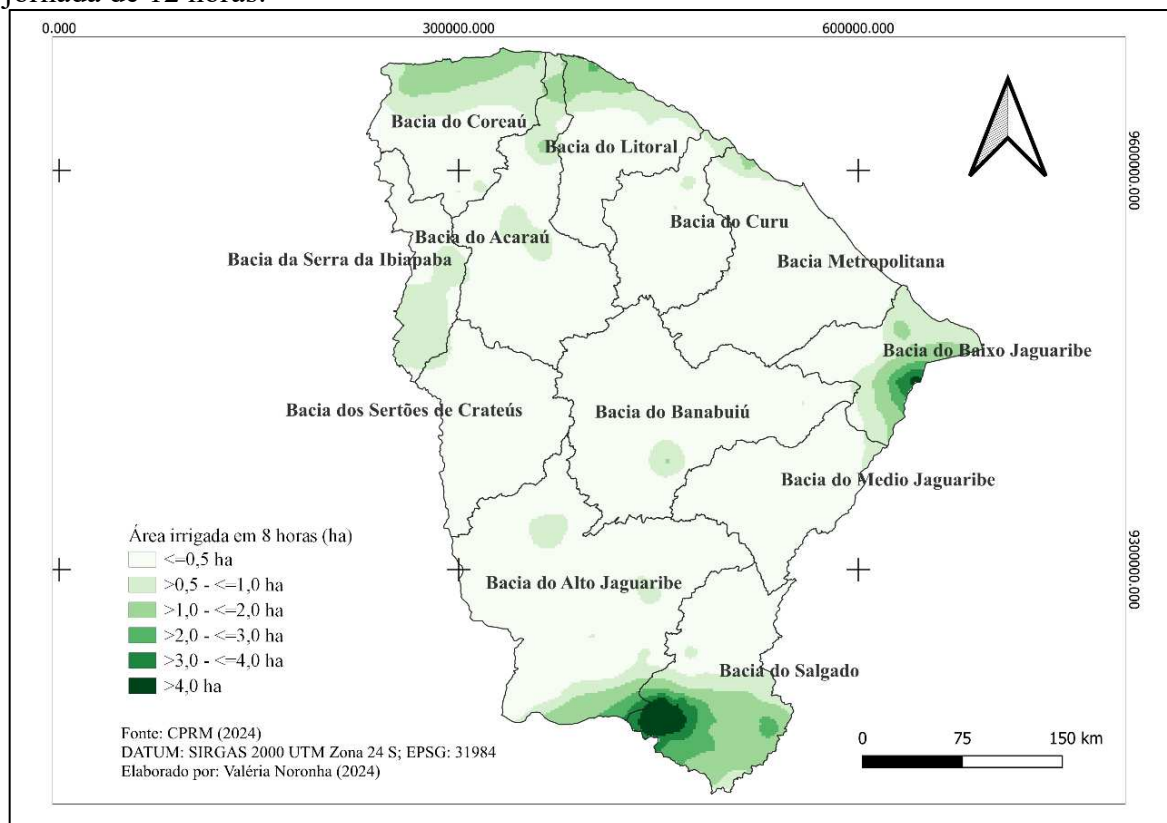
Observa-se que as regiões onde o risco de salinidade foi de baixo a médio correspondem aos pontos onde os aquíferos são do tipo sedimentares, nessas regiões a disponibilidade hídrica também foi maior em decorrência das características de armazenamento de água do aquífero. O Estado do Ceará possui limitações relacionadas ao risco de salinidade em diversas bacias, destacando como muito alta em grande extensão do território das Bacias do Banabuiú, Curu, Litoral e Metropolitana.

Para o uso da água nessas regiões, onde o risco de salinidade variou de alto a muito alto é necessário avaliar quais culturas se adequam melhor a essas condições, selecionando aquelas que apresentarem maior tolerância ao estresse salino. Além disso, com o risco de salinidade mais elevado, é necessário avaliar os métodos de irrigação, adotando estratégias de

manejo que proporcione maior redução nos impactos ocasionados a cultura como também ao solo (Neves *et al.*, 2015; Lessa, 2023).

Os poços tubulares no Estado do Ceará, em sua maioria, apresentaram uma capacidade de irrigação de área mínima igual ou inferior a 1 hectare, em uma jornada de bombeamento de 12 horas. No entanto, as bacias do Salgado, Alto e Baixo Jaguaribe se destacaram por possuírem poços com maior potencial, sendo capazes de irrigar áreas superiores a 5 hectares (Figura 19).

Figura 19. Mapa da capacidade de área mínima a irrigar por micro irrigação para uma jornada de 12 horas.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A capacidade média de área irrigável para os poços do Estado foi de 0,75 hectares, já a área máxima irrigada alcançada em uma jornada de 12 horas de operação de um poço tubular foi de 48,40 hectares, registrada em um poço localizado no município de Barbalha (Tabela 9). Em seguida, destacam-se poços com elevado potencial na região do Crato (41,67 ha), Jaguaruana (30,28 ha) e em Juazeiro do Norte (27,50 ha).

Tabela 9 – Estatística Descritiva da área mínima irrigável dos poços tubulares do Estado do Ceará

Parâmetros	Jornada de 12 horas (ha)
Média	0,75
Mínimo	0,01
Máximo	48,40
Contagem	6018
Desvio padrão	1,79

Elaborado pela autora (2024).

A Bacia do Salgado foi identificada neste estudo como uma das áreas de maior potencial de produção e qualidade em poços profundos, o que favorece um maior desenvolvimento da agricultura irrigada. É importante ressaltar que esse alto potencial na Bacia do Salgado se deve à presença das melhores unidades armazenadoras de água subterrânea do Estado, representadas pelos aquíferos Rio da Batateira, Missão Velha, Mauriti, entre outros tributários que desempenham um papel significativo na recarga (Silva; Costa, 2021).

As bacias situadas em regiões de aquíferos cristalinos, com capacidade de irrigação inferior a 1 hectare, apresentam uma produção mais limitada, tanto em qualidade quanto em quantidade de água disponível. Para otimizar a produção agrícola utilizando os recursos hídricos subterrâneos, é essencial adotar estratégias de manejo que levem em consideração as limitações e particularidades desses aquíferos. Uma dessas estratégias inclui a implementação de sistemas de irrigação eficientes, como a irrigação por gotejamento, que promove o uso mais racional e econômico da água, entre outras técnicas como o monitoramento da umidade do solo por meio de sensores (Muñoz-Carpena; Dukes, 2019; Yang *et al.*, 2023). Além disso, o monitoramento constante da qualidade da água subterrânea é fundamental para identificar e mitigar os riscos de salinidade, que podem comprometer a produtividade agrícola.

6 CONCLUSÕES

O potencial das águas subterrâneas no Estado do Ceará mostrou-se variável por região, principalmente, em decorrência do tipo de aquífero no qual estão localizados os poços tubulares. O mapeamento da vazão e da condutividade elétrica foram essenciais para uma análise regional, relacionando os resultados aos aspectos fisiográficos de cada região.

As bacias hidrográficas situadas sobre aquíferos cristalinos enfrentam desafios maiores tanto em relação à qualidade quanto à quantidade de água disponível, o que limita o potencial de exploração sustentável desses recursos.

A Krigagem ordinária mostrou-se um método eficaz para a interpolação dos dados e para a representatividade das características geoespaciais do território cearense, permitindo uma análise mais precisa das variações espaciais dos recursos hídricos.

O mapeamento do risco de salinidade e da capacidade da área mínima irrigável proporcionou uma maior compreensão quanto as regiões com maior potencial de produção agrícola, visto que esses dois fatores, disponibilidade hídrica e qualidade da água são essenciais para uma produção promissória.

Com relação as áreas com maior risco de salinidade, é necessário considerar a adoção de práticas de manejo adequadas e a escolha de cultivos mais tolerantes à salinidade e menos exigentes em recurso hídrico, visando minimizar os impactos sobre a produtividade agrícola e garantir a sustentabilidade das atividades agropecuárias. Com relação as bacias que apresentam um maior potencial hídrico, é necessário a realização de avaliações contínuas do nível de água nos aquíferos, visto a necessidade de garantir a segurança hídrica a longo prazo. Monitorar e controlar o uso dos recursos hídricos é vital para evitar a superexploração da água subterrânea e garantir que a irrigação seja compatível com a capacidade de recarga natural dos aquíferos.

De forma geral, a avaliação dos aspectos relacionados à vazão, CE e outros fatores fisiográficos do Ceará oferece uma compreensão mais aprofundada das potencialidades e limitações da região, especialmente no que diz respeito à produção agrícola. A adoção de ferramentas geoestatísticas, como a Krigagem ordinária, foi crucial para interpretar os dados disponíveis de maneira mais eficiente, possibilitando uma análise espacial detalhada e fundamentada. Assim, o uso de técnicas avançadas de análise geoespacial torna-se indispensável para o planejamento adequado do uso dos recursos hídricos e para a definição de estratégias sustentáveis de desenvolvimento agrícola e ambiental no Estado do Ceará.

REFERÊNCIAS

- ABD-ELATY, I.; ABD-ELMONEEM, S. M.; ABDELAAL, G. M.; VRÁNA, J.; VRANAYOVÁ, Z.; ABD-ELHAMID, H. F. Groundwater quality modeling and mitigation from wastewater used in irrigation: a case study of the Nile Delta Aquifer in Egypt. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 13, n. 19, p. 14929, 2022.
- 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, n. 10, 2022.
- AHMADI, S. H.; SEFGHAMIZ, A. Geostatistical analysis of spatial and temporal variations of groundwater level. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 129, p. 277–294, 2007.
- ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 32, p. 160-165, 1998.
- ALKHARABSHEH, H. *et al.* Field crop responses and management strategies to mitigate soil salinity in modern agriculture: a review. **Agronomy**, v. 11, n. 11, p. 2299, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy11112299>.
- ARAÚJO, S. M. S. A região semiárida do nordeste do Brasil: questões ambientais e possibilidades de uso sustentável dos recursos. **Rios Eletrônica – Revista Científica da FASETE**, n. 5, 2011.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Tradução de H. R. Ghevy, J. F. de Medeiros e F. A. V. Damasceno. **Estudos FAO – Irrigação e Drenagem**, n. 29. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 1992. 218 p.
- BARROSO, A. A. F. *et al.* Avaliação da qualidade da água para irrigação na região centro-sul no Estado do Ceará. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 6, p. 588–593, 2011.
- BASUALDO, J. A. *et al.* Aislamiento y caracterización de coliformes injuriados provenientes de la red de distribución de agua de bebida de La Plata, Argentina. **Revista Argentina de Microbiología**, v. 33, n. 1, 2001.
- BIOLUGAR. **Fontes de poluição aquática**. 2012. Disponível em: <https://7fbiolugar.blogspot.com>. Acesso em: 19 mar. 2024.
- BOUFEKANE, A.; SAIGHI, O. Kriging method of study of the groundwater quality used for irrigation: case of Wadi Djendjen plain (North-East Algeria). **Journal of Fundamental and Applied Sciences**, v. 8, n. 2, p. 346–362, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4314/jfas.v8i2.12>.
- BRAGA, E. S. *et al.* Avaliação da qualidade de águas subterrâneas localizadas no litoral, serra e sertão do Estado do Ceará destinadas ao consumo humano. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 1, p. 17–24, 2018. DOI: <https://doi.org/10.14295/ras.v32i1.28969>.

BRANDÃO, R. L.; FREITAS, L. C. B. **Geodiversidade do estado do Ceará. Fortaleza: CPRM**, 2014. 174 p. (Programa Geologia do Brasil. Levantamento da Geodiversidade).

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. Principles of Geographical Information Systems. Oxford: **Oxford University Press**, 1998.

CABRAL, J. J. S. P.; SANTOS, S. M.; FILHO, I. D. S. P. Bombeamento intensivo de água subterrânea e riscos de subsidência do solo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 3, p. 147–157, 2006.

CAJAZEIRAS, C. C. A. **Análise da vulnerabilidade e risco à escassez hídrica no semiárido – Caso de estudo Ibareta/CE. 2020.** Tese (Doutorado em Geologia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2020.

CAPUCCI, E. *et al.* Poços tubulares e outras captações de águas subterrâneas: orientação aos usuários. Rio de Janeiro: **SEMADS**, 2001. 70 p.

CARVALHO, A. K. N.; SOUZA, R. F.; OLIVEIRA, S. S. Qualidade de águas superficiais e subterrâneas para irrigação em um município do semiárido do estado do Rio Grande do Norte. **Pesquisas em Geociências**, v. 49, n. 2, e119720, 2022.

CARVALHO, A. K. N.; SOUZA, R. F. Hidroquímica de águas superficiais e subterrâneas em Carnaúba dos Dantas, Rio Grande do Norte. **Geologia USP, Série Científica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 55–75, 2022. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v22-188974>.

CAVALCANTE, I. N.; CAJAZEIRAS, C. C. A.; SOUSA, J. S. F. O. As águas subterrâneas do Estado do Ceará e a gestão dos recursos hídricos. In: **Panorama dos recursos hídricos no Brasil**. 2024. p. 210. ISBN: 978-65-88460-35-1.

CASTILHO, A. S.; PINTO, E. J. A.; OLIVEIRA, G. S. R. Utilização do modelo hidráulico associado a um SIG para definição de áreas inundáveis na cidade de Governador Valadares - MG. In: **XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa – PB**. Anais... ABRH, 2005.

CODEVASF (Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba). **Caderno de caracterização estado do Ceará - Área de Gestão Estratégica**. Brasília, DF: CODEVASF, 2022.

DANIELI, E. Caracterização físico-química de águas subterrâneas no município de Lajeado, RS, Brasil, com base nos poços cadastrados no SIAGAS/CPRM, e relações com os aquíferos fraturado da Serra Geral e poroso Guarani. 2016. Artigo (Graduação em Ciências Biológicas) – **Universidade do Vale do Taquari – Univates**, Lajeado, 2016. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10737/1695>. Acesso em: 26 de out. 2024.

DE LEÓN-GÓMEZ, H. *et al.* Assessment of nitrate and heavy metal contamination of groundwater using the heavy metal pollution index: case study of Linares, Mexico. **Environmental Earth Sciences**, v. 79, n. 433, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09164-3>.

ECKHARDT, R. R. *et al.* Mapeamento e avaliação da potabilidade da água subterrânea do município de Lajeado, RS, Brasil. **Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 1, p. 58-80, 2009.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed., rev. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

ESTAVARENGO, B.; CASTRO, B. **Espacialização de dados de infiltração obtidos com o permeâmetro de Ghelph: estudo de caso**. 2017. Monografia (Graduação) – Universidade Federal do Tocantins, Instituto Federal do Tocantins, 2017.

FAOSTAT. **Banco de dados de alimentos e agricultura da FAO**. Divisão de Estatísticas, Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação, 2024. Disponível em: <http://faostat.fao.org/>. Acesso em: 02 set. 2024.

FEITOSA, F. A. C. *et al.* Hidrogeologia: conceitos e aplicações. [S.l.]: **CPRM**, 2008.

FERNANDES, F. B. P. *et al.* Análise de agrupamento como suporte à gestão qualitativa da água subterrânea no semiárido cearense. **Revista Agro@mbiente on-line**, v. 4, n. 2, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v4i2.402>.

FISHMAN, R. *et al.* Over-extraction from shallow bedrock versus deep alluvial aquifers: reliability versus sustainability considerations for India's groundwater irrigation. **Water Resources Research**, v. 47, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1029/2011WR010617>.

FOSTER, S. S.; HIRATA, R. C. A. Determinación del riesgo de contaminación de águas subterráneas: una metodología basada en datos existentes. Lima: **Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente - CEPIS**, 1991. 81 p.

FOSTER, T.; BROZOVIĆ, N.; BUTLER, A. Analysis of the impacts of well yield and groundwater depth on irrigated agriculture. **Journal of Hydrology**, v. 523, p. 86-96, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.032>.

FRAIDENRAICH, N.; VILELA, O. Dynamic behavior of water wells coupled to PV pumping systems. **Progress in Photovoltaics: Research and Applications**, v. 15, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1002/pip.746>.

FREDDO, V. Programa de Recursos Hídricos: ação levantamentos hidrogeológicos - estudos hidrogeológicos integrados. Rio de Janeiro: **Serviço Geológico do Brasil – CPRM**, 2024.

GANESAN, S.; SUBRAMANIYAN, A. Identificação de zonas potenciais de águas subterráneas usando método de fator de múltiplas influências, GIS e técnicas de sensoriamento remoto no terreno rochoso do distrito de Madurai, Sul da Índia. **Sustentar. Recurso Hídrico. Gerenciar**, v. 10, n. 54, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40899-024-01036-z>.

GIAMPÁ, C. E. Q.; GONÇALES, V. G. Águas subterráneas e poços tubulares profundos. 2. ed. rev. e atual. São Paulo: **Oficina de Textos**, 2009.

GOMES, M. A. F.; PEREIRA, L. C. Cenário mundial dos recursos hídricos subterrâneos. **Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento**, v. 15, p. 79-97, 2020. ISSN 2448-0959. Disponível em: <https://www.nucleodoconhecimento.com.br/meio-ambiente/cenario-mundial>. Acesso em: 25 de out. 2024.

GORELICK, S.; ZHENG, C. Global change and the groundwater management challenge. **Water Resources Research**, v. 51, p. 3031-3051, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1002/2014WR016825>.

GUEDES, S. L. T. A. **Prospecção de água em aquíferos fraturados através do imageamento elétrico – Estudo de caso no Seridó da Paraíba e do Rio Grande do Norte. 2023.** Dissertação (Mestrado em Exploração Petrolífera e Mineral) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Campina Grande, 2023.

HASSANE, A. B. *et al.* Impacts of a large Sahelian city on groundwater hydrodynamics and quality: example of Niamey (Niger). **Hydrogeology Journal**, v. 24, p. 407–423, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1345>.

HERNANDEZ, P. G. L. *et al.* Efeito da interpolação de dados hidrogeológicos em aquíferos sedimentares: estudo de caso no estado do Paraná. **Águas Subterrâneas**, v. 35, n. 1, p. 1-11, 2021.

HILLEL, D. Salinity management for sustainable irrigation: integrating science, environment and economics. Washington: **The World Bank**, 2000. 91 p.

HOUNSLOW, A. W. Water quality data: analysis and interpretations. **New York: CRC Press**, 2018.

HU, K. *et al.* Hydrogeological characterisation of groundwater over Brazil using remotely sensed and model products. **Science of the Total Environment**, v. 599-600, p. 372-386, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.188>.

HUANG, X. *et al.* Soil moisture dynamics within soil profiles and associated environmental controls. **Catena**, v. 136, p. 189-196, 2016.

HUANG, Y. *et al.* Water quality assessment bias associated with long-screened wells screened across aquifers with high nitrate and arsenic concentrations. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, p. 9907, 2022.

IBERDROLA. **Sustentabilidade. Águas subterrâneas.** [S.l.]: Iberdrola, 2024. Disponível em: <https://www.iberdrola.com/sustentabilidade/aguas-subterraneas>. Acesso em: 19 mar. 2024.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Semiárido Brasileiro.** Brasília: IBGE, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-doterritorio/estruturaterritorial/15974-semiarido-brasileiro.html?=&t=sobre>. Acesso em: 23 maio 2024.

IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. **Ceará em números.** Fortaleza: IPECE, 2021. Disponível em: <http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/>. Acesso em: 20 jan.

2024.

INSA – Instituto Nacional do Semiárido. **Semiárido Brasileiro**. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/insa/pt-br/semiarido-brasileiro>. Acesso em: 20 jan. 2024.

ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. Applied geostatistics. New York: **Oxford University Press**, 1989.

JÚNIOR, A. S. A. *et al.* Use and quality of groundwater for irrigation in semi-arid region of the Piauí State, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 873-880, 2006.

KATE, S.; KUMBHAR, S.; JAMALE, P. Water quality analysis of Urun-Islampur City, Maharashtra, India. **Applied Water Sciences**, v. 10, n. 4, p. 1-8, 2020.

KHODADADI, F.; FAZLNIA, A.; PIRKHARRATI, H. Zoning and contamination rate of magnesium and heavy metals of Iron, Zinc and Copper in the north and northwest aquifer of Khoy (Zourabad) based on GIS and determining the contaminated source. **Journal of Economic Geology**, v. 7, n. 1, p. 39–53, 2015.

KIRCHHEIM, R. E.; MATTIUZI, C. D. P. Diagnóstico hidrogeológico na Bacia do Ijuí, RS: O SIAGAS como ferramenta de análise. **Águas Subterrâneas**, 2012. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/27637>. Acesso em: 15 fev. 2024.

KONIKOW, L. F.; KENDY, E. Groundwater depletion: A global problem. **Hydrogeology Journal**, v. 13, p. 317–320, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0411-8>.

KREIS, M. *et al.* Isotopic characterisation and dating of groundwater recharge mechanisms in crystalline fractured aquifers: example of the semiarid Banabuiú watershed (Brazil). Isotopes in **Environmental and Health Studies**, v. 56, n. 5-6, p. 418-430, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/10256016.2020.1797275>.

KUMAR, D.; AHMED, S. H. Seasonal behaviour of spatial variability of groundwater level in a granitic aquifer in monsoon climate. **Current Science**, v. 84, n. 2, p. 188–196, 2003.

KUMAR, P.; HERATH, S.; TAKEUCHI, K. Mapeamento de zonas potenciais de águas subterrâneas na área de Killinochi, Sri Lanka, utilizando técnicas de SIG e de detecção remota. **Sustentar. Recurso Hídrico. Gerenciar**, v. 2, p. 419–430, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40899-016-0072-5>.

KUMAR, S. *et al.* Attribution of flux partitioning variations between land surface models over the continental U.S. **Remote Sensing**, v. 10, n. 5, p. 751, 2018.

KUMAR, S.; SONDHIL, S. K.; PHOGAT, V. Network design for groundwater level monitoring in upper Bari Doab canal tract, Punjab, India. **Irrigation and Drainage**, v. 54, p. 431–442, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1002/ird.194>.

LALL, U.; JOSSET, L.; RUSSO, T. A. A snapshot of the world's groundwater challenges. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 45, p. 171-194, 2020.

LEGATES, D. R.; McCABE Jr., G. J. Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. **Water Resources**, v. 35, n. 1, p. 233-241, 1999.

LESSA, C. I. N. **Potencialidades e caracterização da qualidade das águas subterrâneas salobras para produção bioessalina no semiárido cearense**. 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2023.

LI, P. *et al.* Sources and consequences of groundwater contamination. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 80, n. 1, p. 1–10, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00805-z>.

LI, S.; ABDELKAREEM, M.; AL-ARIF, N. Mapping groundwater prospective areas using remote sensing and GIS-based data driven frequency ratio techniques and detecting land cover changes in the Yellow River Basin, China. **Land**, v. 12, p. 771, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/land12040771>.

LIMA, J. S. S. *et al.* Distribuição espacial das frações granulométricas argila e areia total em um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Revista Árvore**, v. 38, n. 3, p. 513-521, 2014.

LIMA, J.; FRANÇA, A.; LOIOLA, H. Hydrochemical implications of electrical conductivity and chloride ion on the quality of groundwater from region semi-arid of Ceará. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 2, p. 279-292, 2014. DOI: <https://doi.org/10.5935/1984-6835.20140020>.

MACIEL, W. M. **Otimização econômica do uso da água no perímetro irrigado Tabuleiro de Russas utilizando programação linear e não-linear**. 2016. Tese (Doutorado em Agronomia: Irrigação e Drenagem) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil—past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, n. 3/4, p. 1189-1200, 2017.

MARION, F. A.; CAPOANE, V.; SILVA, J. L. S. S. Avaliação da qualidade da água subterrânea em poços no campus da UFSM, Santa Maria – RS. **Ciência e Natura**, v. 29, n. 1, p. 97-109, 2007.

MEDEIROS, C. N. *et al.* **Os recursos hídricos do Ceará: integração, gestão e potencialidades**. Fortaleza: IPECE, 2011. 268 p. ISBN 978-85-98664-20-0.

MEDEIROS, R. M.; FRANCISCO, P. R. M.; BANDEIRA, M. M. Balanço hídrico climatológico, em decorrência do aquecimento global, no município de Picuí-Semiárido Paraibano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 1, p. 59-72, 2012.

MENEZES, J. P. C. *et al.* Correlation between land use and groundwater quality. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 2, p. 173-186, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014000200008>.

MENESES, G. M. L. **Análise e estimativa da produtividade da cultura da mamona para produção de biodiesel em função do período chuvoso no Estado do Ceará**. 2007.

Disponível em:

http://www.dominiopublico.gov.br/pesquisa/DetalheObraForm.do?select_action=&co_obra=185909. Acesso em: 26 ago. 2024.

MOURA, M. S. B.; SOBRINHO, J. E.; SILVA, T. G. F. Aspectos meteorológicos do semiárido brasileiro. **Tecnologias de convivência com o semiárido brasileiro**. Cap. 2, p. 85–104, 2019.

MUÑOZ-CARPENA, R.; DUKES, M. Irrigação automática baseada na umidade do solo para hortaliças. **EDIS, University of Florida**, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.32473/edis-ae354-2005>. Acesso em: 10 abr. 2025.

NEVES, A. L. R. *et al.* Growth and yield of cowpea/sunflower crop rotation under different irrigation management strategies with saline water. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 45, n. 5, p. 814-820, 2015. Disponível em:

<https://www.scielo.br/j/cr/a/KJfC6w3MmV5btqZGyGBs3Zf/?format=pdf&lang=en>. Acesso em: 11 set. 2024.

NOGUEIRA, S. H. M. **Avaliação do risco à perda da qualidade ambiental do aquífero freático na região metropolitana de Goiânia**. 2017. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017.

OLIVER, M.; WEBSTER, R. A tutorial guide to geostatistics: computing and modelling variograms and kriging. **Catena**, n. 113, p. 56-69, 2014.

<https://doi.org/10.1016/J.CATENA.2013.09.006>.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA (FAO). **Como superar os desafios relacionados à água na agricultura**. Nov. 2020.

Disponível em: <https://fao.org/brasil/noticias/detail-events/pt/c/1333398/>. Acesso em: 15 jan. 2024.

OSÓRIO, D. B. **Hidrogeologia do Semiárido Cearense**. 2018. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.44.2019.tde-30052019-131248>. Acesso em: 26 out 2024.

PATRA, H. P.; ADHIKARI, S. K.; KUNAR, S. Remote sensing in groundwater studies. Groundwater prospecting and management. Singapore: **Springer**, 2016. (Springer Hydrogeology).

PEREIRA FILHO, P.; PEREIRA, S. N.; FILHO, W. D. C. Projeto e técnicas de construção de poços tubulares: estudo de caso. **Águas Subterrâneas**, 2008. Disponível em:

<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23811>. Acesso em: 18 dez. 2023.

PEREIRA, M. G. *et al.* **Formação e caracterização de solos**. Ponta Grossa: Atena Editora, 2019. cap. 1, p. 1-20.

PREITE, L.; SOLARI, F.; VIGNALI, G. Tecnologias para otimizar o consumo de água na

agricultura: uma revisão sistemática. **Sustentabilidade**, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su15075975>. Acesso em: 17 jul 2024.

PULIDO-BOSCH, A. *et al.* Impacts of agricultural irrigation on groundwater salinity. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, n. 197, 2018. Acesso: <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7386-6>. Disponível em: 18 jul 2024.

REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 2. ed. São Paulo: **Escrituras Editora**, 2001. p. 119–149. Disponível em: <https://www.iea.usp.br/publicacoes/livros/aguas-doces-no-brasil>. Acesso em: 15 jan. 2024.

REGHUNATH, R.; SREEDHARA MURTHY, T. R.; RAGHAVAN, B. R. Time series analysis to monitor and assess water resources: a moving average approach. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 109, p. 65–72, 2005.

RIBEIRO, D. D. M.; ROCHA, W. J. S. F.; GARCIA, A. J. V. Definição de áreas potenciais para a ocorrência de água subterrânea na sub-bacia do Rio Sirri-Sergipe com o auxílio do AHP (método analítico hierárquico). **Águas Subterrâneas**, 2010.

RIBEIRO, M. L. *et al.* Groundwater contamination by pesticides: preliminary evaluation. **Química Nova**, v. 30, n. 3, jun. 2007.

ROSA, C. C. B. da *et al.* Qualidade microbiológica de água de poços provenientes de áreas urbanas e rurais de Campos dos Goytacazes (RJ). **Águas Subterrâneas**, n. 1, 2004.

SAEDI, J. *et al.* Assessing the impact of climate change and human activity on streamflow in a semiarid basin using precipitation and baseflow analysis. **Scientific Reports**, v. 12, n. 9228, 2022.

SAFARBEIRANVAND, M. *et al.* Quality evaluation of groundwater resources using geostatistical methods (Case Study: Central Lorestan Plain, Iran). **Water Resources Management**, v. 32, p. 3611–3628, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2009-2>. Acesso em: 16 set 2024.

SALCEDO SÁNCHEZ, E. R. *et al.* Hydrogeochemistry and water-rock interactions in the urban area of Puebla Valley aquifer (Mexico). **Journal of Geochemical Exploration**, v. 181, p. 219–235, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.07.016>. Acesso em: 25 jun 2024.

SANTIAGO, M. *et al.* Characterization of groundwater in the Cariri (Ceará, Brazil) by environmental isotopes and electric conductivity. **Radiocarbon**, v. 39, p. 49-59, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0033822200040893>. Acesso em: 18 jun 2024.

SANTOS, C. F. *et al.* Relação entre águas superficiais e subterrâneas em uma área antropicamente modificada. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 93, n. 1, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120201257>. Acesso em: 10 jun 2024.

SANTOS, R. S.; MOHR, T. Saúde e qualidade da água: análises microbiológicas e físico-químicas em águas subterrâneas. **Revista Contexto & Saúde**, v. 13, n. 24/25, p. 46-53, 2013.

SILVA, F.; ARAÚJO, A.; SOUZA, R. Águas subterrâneas no Ceará – poços instalados e salinidade. **Águas Subterrâneas**, v. 28, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.5020/23180730.ANO.PI>. Acesso em: 12 out 2024.

SILVA, T. A.; COSTA, C. T. F. Aspectos da gestão dos recursos hídricos na sub-bacia hidrográfica do Rio Salgado. **Recursos hídricos – gestão**. [Recurso eletrônico]. 2019. ISBN 978-85-67915-39-5. CDD: 333.91.

SILVEIRA, R. N. C. M. **Aquífero aluvionar como suporte à irrigação na Bacia Hidrográfica do Rio Curu, Ceará**. 2014. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

SOUSA, L. B.; DE ASSUNÇÃO MONTENEGRO, A. A.; DA SILVA, M. V.; ALMEIDA, T. A. B.; DE CARVALHO, A. A.; DA SILVA, T. G. F.; DE LIMA, J. L. M. P. Spatiotemporal analysis of rainfall and droughts in a semiarid basin of Brazil: Land use and land cover dynamics. **Remote Sensing**, v. 15, n. 10, p. 2550, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/rs15102550>. Acesso em: 10 abr. 2025.

SOUSA, M. M. M.; ANDRA, E. M.; PALACIO, H. A. Q.; MEDEIROS, P. H. A.; FILHO, J. C. R. Spatial-temporal soil-water content dynamics in toposequences with different plant cover in a tropical semi-arid region. **Revista Ciência Agronômica**, v. 53, 2022.

SOUZA, M. M.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da qualidade da água e bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, p. 263-274, 2014.

STANDISH-LEE, P.; LOBOSCHEFSKY, E.; BEUHLER, M. The future of water: Identifying and developing effective methods for managing water in arid and semi-arid regions. Black & Veatch, **Environmental Science, Engineering**, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.2175/193864705783813007>. Acesso em: 10 abr. 2025.

STUDART, T. M. C.; PITOMBEIRA, E. S.; FRISCHKORN, H. **O cristalino como meio aquífero no Estado do Ceará**. 2002.

OKI, T.; KANAE, S. Global hydrological cycles and world water resources. **Science**, v. 313, p. 1068-1072, 2006.

TCACENCO-MANZANO, L. M.; *et al.* Análise temporal do nível estático dos poços de abastecimento público da área urbana de Campo Grande. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 1, p. 1-11, 2019.

TERAMOTO, E. H.; ENGELBRECHT, B. Z.; GONÇALVES, R. D.; CHANG, H. K. Caracterização hidroquímica e isotópica dos aquíferos fissurais da região de Itabuna/BA. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 32, n. 2, p. 228–236, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.14295/ras.v32i2.29151>. Acesso em: 10 abr. 2025.

VASCONCELOS, M. B. Poços para captação de águas subterrâneas: revisão de conceitos e proposta de nomenclatura. **Águas Subterrâneas**, 2015. Disponível em: <https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28288>. Acesso em: 10 abr. 2025.

VRIES, J. J.; SIMMERS, I. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. **Hydrogeology Journal**, v. 10, p. 5–17, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0171-7>. Acesso em: 10 abr. 2025.

SILVA, J. X. **Geoprocessamento para análise ambiental**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. 228 p.

YANG, P.; WU, L.; CHENG, M.; FAN, J.; LI, S.; WANG, H.; QIAN, L. Revisão sobre irrigação por gotejamento: impacto no rendimento, qualidade e produtividade da água das culturas na China. **Water**, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w15091733>. Acesso em: 10 abr. 2025.

ZAIDAN, R. T. Geoprocessamento: conceitos e definições. **Revista de Geografia**, v. 7, n. 2, 2017.

ZAISING, Z.; GUANGHU, I. Z.; MINGJIANG, Y.; JINZHE, W. Spatial variability of the shallow groundwater level and its chemistry characteristics in the low plain around the Bohai Sea, North China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 6, p. 3697–3710, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2217-1>. Acesso em: 10 abr. 2025.