



Análise quali-quantitativa da água subterrânea na Bacia Hidrográfica do Rio Japaratuba no Território Leste Sergipano

Qualitative and quantitative analysis of groundwater in the Japaratuba River Basin in the Eastern Sergipe Territory

F. A. Amaral*; P. S. R. Nascimento

Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Sergipe, 49107-230, São Cristóvão-SE, Brasil

*farleneamaral@gmail.com

(Recebido em 14 de julho de 2025; aceito em 23 de outubro de 2025)

A quantidade e qualidade da água subterrânea estão relacionadas às características climáticas, geológicas e aos usos do solo. A Bacia Hidrográfica do rio Japaratuba, no Território Leste Sergipano, destaca-se pelo intenso uso da água subterrânea, influenciado pelo cultivo de cana-de-açúcar para produção de etanol, criação de animais de grande porte e exploração de petróleo e minerais. As características pedológico-geomorfológicas da região e as atividades antrópicas afetam a capacidade de armazenamento e recarga dos aquíferos. Assim, esta pesquisa tem como objetivo analisar a quantidade e qualidade da água subterrânea da bacia. Para isso, foram utilizados dados georreferenciados do Atlas Digital de Recursos Hídricos do Estado de Sergipe-Semac, MapBiomas Brasil, dados hidrológicos e climáticos do ERA5/ECMWF. Os mapas temáticos foram confeccionados com o uso do software QGIS, e o cálculo do balanço hídrico foi realizado utilizando a planilha do Excel. Os parâmetros de qualidade da água foram comparados com os limites estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888/2021 e Resolução CONAMA nº 396/2008. Os resultados indicam que, apesar das condições naturais favoráveis ao armazenamento e recarga dos aquíferos em decorrência da predominância dos aquíferos granulares e cársticos, o balanço hídrico apontou deficiência hídrica nos anos 2000 e 2023, reduzindo a taxa de recarga e armazenamento do lençol freático. Quanto à qualidade, todos os parâmetros analisados atendem às legislações vigentes, conferindo boa qualidade da água para o consumo humano, dessedentação animal, irrigação e outros usos. As ferramentas e metodologias aplicadas demonstraram-se eficazes para a caracterização da qualidade e quantidade da água subterrânea da região.

Palavras-chave: aquífero, uso do solo, balanço hídrico.

The quantity and quality of groundwater are related to climatic, geological, and land use characteristics. The Japaratuba River Basin, in the Eastern Sergipe Territory, is notable for its intense groundwater use, influenced by sugarcane cultivation for ethanol production, large livestock farming, and oil and mineral exploration. The region's soil and geomorphological characteristics and human activities affect the aquifers' storage and recharge capacity. Therefore, this study aims to analyze the basin's groundwater quantity and quality. Georeferenced data from the Digital Atlas of Water Resources of the State of Sergipe (Semac), MapBiomas Brasil, and hydrological and climatic data from ERA5/ECMWF were used. Thematic maps were created using QGIS software, and the water balance was calculated using an Excel spreadsheet. Water quality parameters were compared with the limits established by Ordinance GM/MS nº 888/2021 and Resolution CONAMA nº 396/2008. The results indicate that, despite natural conditions favorable for aquifer storage and recharge due to the predominance of granular and karst aquifers, the water balance indicated water deficiency in the years 2000 and 2023, reducing the rate of groundwater recharge and storage. Regarding quality, all parameters analyzed meet current legislation, ensuring good water quality for human consumption, animal watering, irrigation, and other uses. The tools and methodologies applied proved to be effective in characterizing the quality and quantity of groundwater in the region.

Keywords: aquifer, land use, water balance.

1. INTRODUÇÃO

A Bacia Hidrográfica do rio Japaratuba, no estado de Sergipe, desempenha papel fundamental na economia local, destacando-se pelos cultivos agrícolas de cana-de-açúcar e coco, além da pecuária, pesca artesanal, mineração e exploração de petróleo [1]. No entanto, o uso intensivo e inadequado do solo, aliada à má gestão dos recursos hídricos [2] e às mudanças climáticas [3],

compromete a qualidade das águas superficiais e subterrâneas [4]. As atividades antrópicas, especialmente a agropecuária, impactam significativamente a disponibilidade e a qualidade da água nos aquíferos, devido ao alto consumo hídrico e à geração de efluentes que, ao se infiltrarem no solo, podem causar contaminação [5, 6], principalmente nos aquíferos granulares e cársticos [7, 8]. Por outro lado, fatores naturais, como a composição do solo, o tipo de rocha e as características dos aquíferos, também influenciam a qualidade e a quantidade da água subterrânea, podendo até torná-la imprópria para o consumo humano, independentemente da ação antrópica [9, 10].

Considera-se como aquífero, a formação geológica com capacidade de armazenar e escoar água em subsuperfície, e de fornecê-la por meio de poços, e naturalmente através dos rios, lagos e nascentes [11, 12]. A interação entre as águas superficiais e subterrâneas depende da precipitação, assim, na estiagem, os aquíferos contribuem para o abastecimento dos cursos d'água superficiais, enquanto no período úmido, os canais fluviais atuam como a recarga dos aquíferos [13]. A intensidade das precipitações interfere no processo de infiltração, chuvas intensas acarretam maior escoamento superficial, em oposição, chuvas menos intensas favorecem o processo de infiltração da água no solo, aumentando a recarga [14].

Deste modo, a recarga natural dos aquíferos depende da disponibilidade de água seja oriunda de precipitação ou de corpos d'água superficiais. O armazenamento da água subterrânea dependerá do comportamento hidráulico (livre, semiconfinado e confinado) [15], da porosidade e permeabilidade primárias e/ou secundárias formadoras de aquíferos granulares, fraturados ou cársticos [16]. Os aquíferos granulares permitem uma recarga contínua e são, via de regra, ótimos armazenadores de água [11, 12]. A recarga em aquíferos fraturados depende das características do fraturamento das rochas como a intensidade, abertura e conectividade entre as descontinuidades, e do manto intempérico sobrejacente [14]. Esse manto granular facilita o armazenamento da água pluvial infiltrada, que é percolada até o aquífero fraturado, configurando, portanto, uma recarga indireta, e em geral apresenta produtividade inferior aos dos aquíferos granulares [17]. O acúmulo de água nos aquíferos cársticos depende da quantidade de precipitação para a solubilização das rochas carbonáticas e do processo de fraturamento, formando porosidade e permeabilidade secundária e terciária, respectivamente [12, 14].

Comparativamente, a capacidade de armazenamento e regulação é maior em aquíferos granulares, intermediária e altamente variável em fraturados, e rápida, porém pouco regulada em cársticos, tornando a recarga subterrânea fortemente dependente da vegetação do uso do solo [17, 18]. A substituição da savana por plantações aumentou a recarga em cerca de uma ordem de magnitude, mesmo durante secas severas [18]. De acordo com Ruiz et al. (2023) [19], a recarga é maior em regiões sem vegetação do que com vegetação, em áreas com culturas anuais do que em áreas com árvores e arbustos, e em agricultura extensiva do que com floresta. No entanto, o percentual superior de vegetação propicia melhores condições para a infiltração da água oriunda da precipitação do que sem vegetação, pois o solo exposto e compactado aumenta o escoamento superficial e diminui o tempo de retenção no manto intempérico [12, 14, 20, 21].

Considerando os usos múltiplos das águas, a Resolução Conama 396/2006 [22] e a Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde [23] são instrumentos importantes para a determinação de parâmetros físico-químicos das águas subterrâneas e superficiais. A complexidade e a importância das pesquisas sobre a qualidade da água subterrânea para o consumo humano surgem da necessidade de se evitar concentrações elevadas, acima dos limites aceitáveis para a potabilidade, que podem indicar contaminação de origem natural, relacionada ao tipo de sedimento ou rocha, e não necessariamente resultante de atividades humanas nas proximidades de um ponto de captação [24].

Dentre as metodologias de análise da quantidade de água, o balanço hídrico é amplamente utilizado e consolidado, pois estabelece a capacidade de recarga e armazenamento de água no solo, sua escassez ou saturação de umidade, levando em consideração as condições climáticas do local [25, 26]. Como não há um método direto para a medição da recarga subterrânea, diversas técnicas são descritas na literatura [27], mas todas apresentam limitações e incertezas [16]. A vantagem da aplicação do balanço hídrico é não se limitar a apenas uma das zonas do solo [26], pois a recarga do aquífero é o resultado de uma relação intrincada entre a atmosfera e o solo [27].

Melo et al. (2017) [27] encontraram resultados similares nas medições da recarga subterrânea empregando o balanço hídrico e flutuação da superfície livre (WTF - Water Table Fluctuation). Desta forma, os resultados obtidos podem ser utilizados para calcular índices importantes como o índice hídrico, de umidade e de escassez hídrica, que caracterizam as necessidades da região quanto ao equilíbrio entre demanda de usos e a capacidade de recarga do lençol freático. Neste contexto, o balanço hídrico se torna uma ferramenta de caracterização e gestão hídrica, importante para a preservação das águas subterrâneas [28, 29].

Nesse sentido, as ferramentas de geoprocessamento se mostram eficazes e necessárias para a caracterização de áreas de interesse e para a determinação de parâmetros ambientais [10], em ambientes atmosféricos, superfícies terrestre e subsuperfície [30, 31]. A utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) permitem a identificação de áreas vulneráveis e a tomada de decisões para mitigação e prevenção dos impactos associados às intervenções antrópicas no Sistema Terra [32]. Diante deste contexto, o objetivo principal deste trabalho, foi analisar a qualidade e quantidade da água subterrânea na Bacia Hidrográfica do rio Japaratuba no Leste Sergipano.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo está localizada entre os paralelos $10^{\circ}14'$ e $10^{\circ}48'$ de latitude Sul e os meridianos $37^{\circ}18'$ e $36^{\circ}48'$ de longitude Oeste. A área abrange parcialmente oito municípios do Leste Sergipano, que estão inseridos na Bacia Hidrográfica do rio Japaratuba: Capela, Carmópolis, Divina Pastora, General Maynard, Japaratuba, Pirambu, Rosário do Catete e Siriri (Figura 1). Apresenta temperatura entre 19°C e 32°C , evapotranspiração média anual de 1200 mm e média anual pluviometria de 1500 mm. Segundo a classificação de Köppen, o clima tropical predomina na região, com uma estação seca e outra chuvosa, cujos maiores volumes de chuva são registrados nos meses de maio, junho e julho [33, 34].

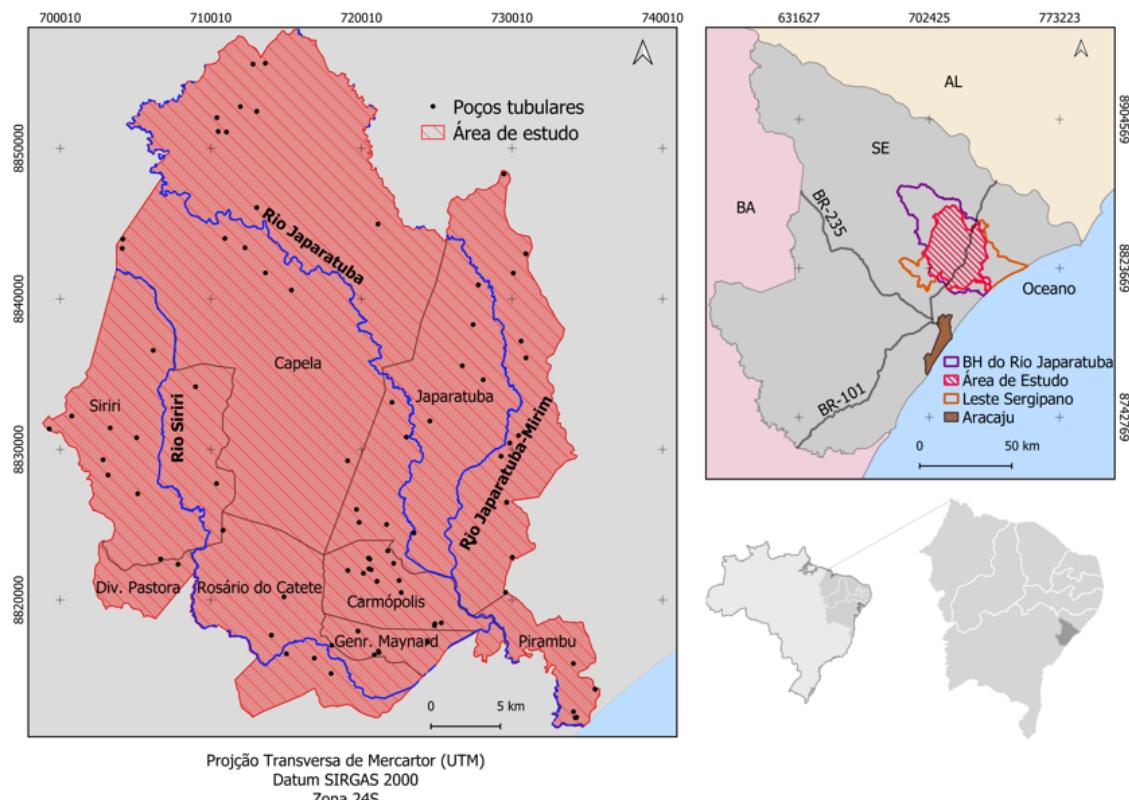


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo. Fonte: Adaptado de Semac (2024) [35].

Para este trabalho, com o objetivo de caracterizar a área, foram consideradas as informações georreferenciadas que proporcionaram a confecção dos seguintes mapas: vegetação e uso do solo, geomorfologia, pedologia, tipos de aquíferos, quantidade da água subterrânea, qualidade da água subterrânea que inclui os parâmetros físico-químicos de dureza, sólidos dissolvidos totais (SDT), ferro, sódio e cloreto. Os dados digitais foram obtidos pela Semac (2024) [35], IBGE (2023) [36], MapBiomass (2023) [37] e Resende et al. (2009) [38], cujos processamentos foram realizados no programa computacional de geoprocessamento QGIS-versão 3.40.01 (2024) [39].

A definição da área de trabalho foi feita a partir da análise do banco de dados do atlas digital [35] e de pesquisas na literatura nacional e internacional. Posteriormente, realizou-se a inserção do banco de dados no software QGIS para confecção dos mapas temáticos e cálculo de áreas. Seguido do balanço hídrico e cálculo do índice hídrico. Os procedimentos descritos podem ser melhor compreendidos através do fluxograma da Figura 2.

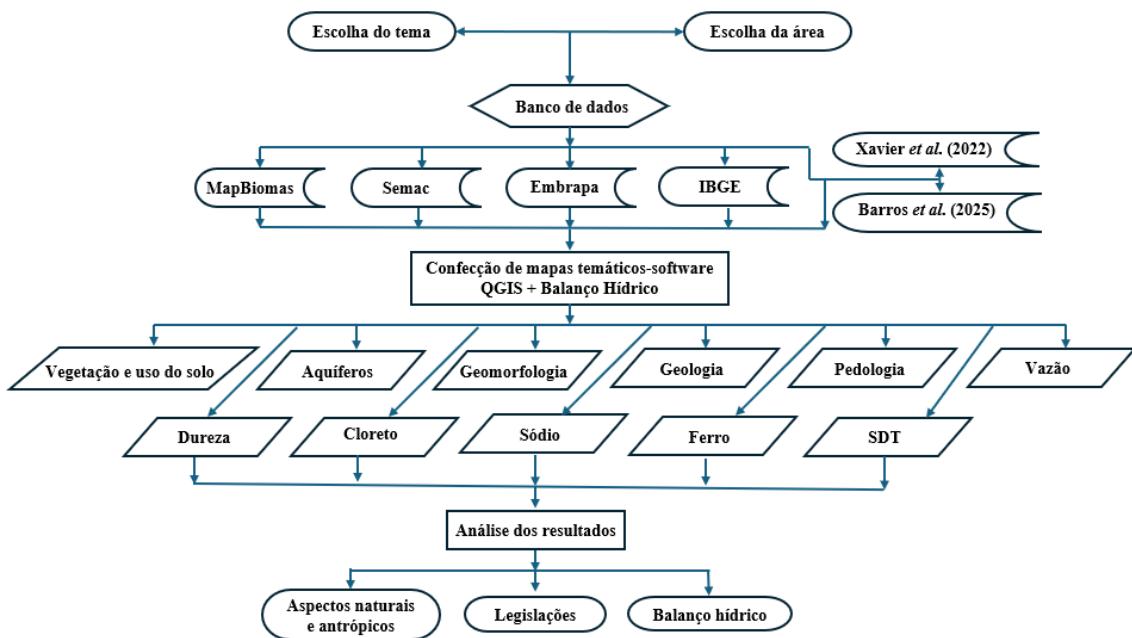


Figura 2: Fluxograma da metodologia de trabalho.

Para o mapa de vegetação e uso do solo, foi realizada a vetorização do dado inicial em formato matricial (*raster*), com posterior utilização da legenda dos códigos das classes da coleção 9 do MapBiomass Brasil para a reclassificação das classes de cobertura do solo. Nesse processo, foi realizada a associação de classes, por apresentarem características semelhantes ou áreas muito pequenas, visando uma apresentação mais “limpa” nos mapas [40]. Assim, as classes unificadas foram: as pastagens, as quais foram inclusas nas classes de silvicultura, lavouras temporárias mosaico de usos, praias e dunas; em floresta estão integradas a savana e o campo; em áreas urbanas estão também a mineração e outras áreas não vegetadas; e o mangue foi unificado com áreas alagadas e restinga.

De acordo com a Resolução Conama 396 de 2008 [22], que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, adotou-se a classe 3 para a água subterrânea da área de estudo. Tal classe é caracterizada pela alteração de sua qualidade por atividades antrópicas em que pode ser exigido tratamento adequado, dependendo do uso preponderante, devido às características hidrogeoquímicas [22].

O cálculo do balanço hídrico foi realizado em planilha do Excel desenvolvida por Rolim et al. (1998) [41], na versão de 2006. A planilha segue a metodologia de cálculo de Thornthwaite e Mather (1955) [42] e para tal, se faz necessário a inserção de parâmetros climatológicos do local. Dessa forma, os dados de precipitação total, evapotranspiração total e temperatura média, foram obtidos originalmente de Xavier et al. (2022) [43] e Barros et al. (2025) [44]. Foram coletados

dados dos municípios de Capela e Japaratuba, por possuírem juntos a maior extensão territorial da área de estudo. Bem como, foram selecionados os anos de 2000 e 2023 para fazer uma análise comparativa do balanço hídrico ao decorrer de 23 anos.

Na planilha de cálculo, alguns parâmetros foram determinados, como a Capacidade de Água Disponível (CAD) que é calculado com base no tipo de plantação e usualmente adota-se o valor de 100 mm quando não se pretende analisar uma cultura em específico. O Índice Térmico (i) e o Coeficiente (a), também foram calculados pelas metodologias de Thornthwaite (1948) [45], Thornthwaite e Mather (1955) [42] e Silva et al. (2023) [26]. O índice hídrico (ih), quantifica a relação entre a disponibilidade de água (precipitação) e a demanda requerida pelo ambiente (evapotranspiração). É obtido, ao se dividir a precipitação pela evapotranspiração e multiplicar o resultado por 100 [25]. Caso o ih seja menor que 100 mm, significa que há uma deficiência hídrica.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O mapa de vegetação e uso do solo (Figura 3) demonstra que cerca de 85% da área é ocupada por pastagem e lavouras temporárias (Tabela 1), afetando assim a demanda pela água subterrânea, sobretudo para a irrigação e dessedentação animal [46, 47]. Além da dessedentação, a dependência dos recursos hídricos para a pecuária está relacionada com higienização das instalações, abate e processamento dos produtos de origem animal. De acordo com Kehl et al. (2021) [46], a produção de alimento deve aumentar nas próximas décadas para atender à demanda de alimentos em decorrência do crescimento populacional. Os produtos agrícolas, segundo Wisser et al. (2024) [47], são responsáveis por aproximadamente 70% de todas as captações de água e por cerca de 90% do consumo total em escala global, sendo a maior parte destinada à irrigação de culturas, das quais uma fração expressiva é voltada à produção de alimentos para animais

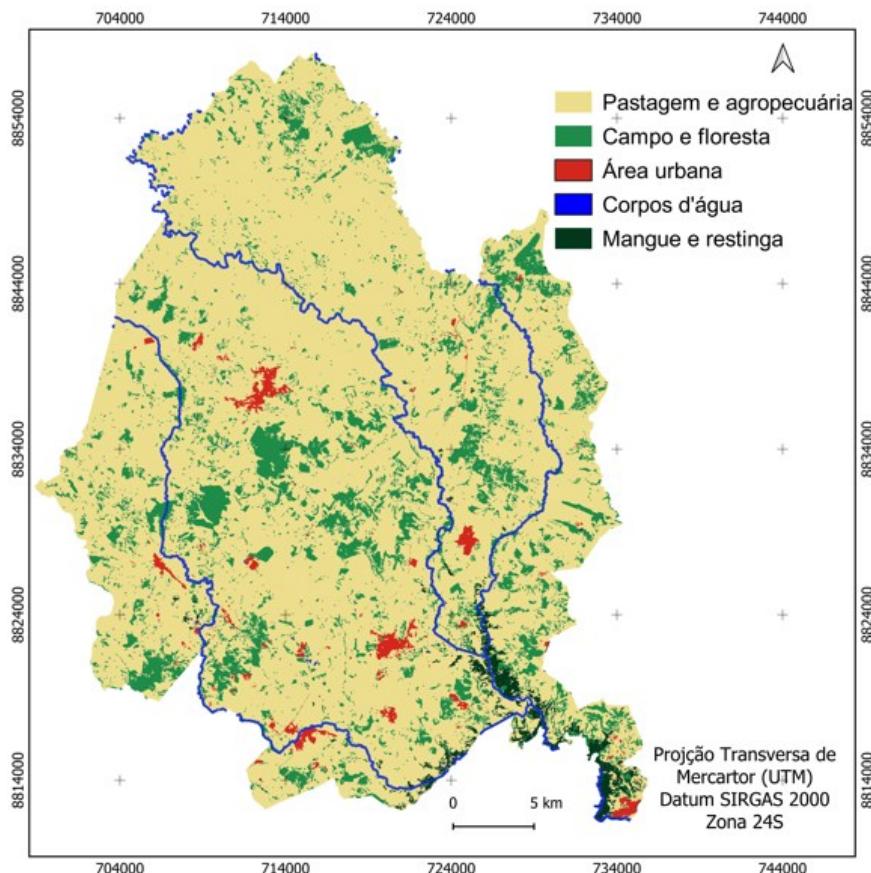


Figura 3: Mapa de vegetação e uso do solo. Fonte: Adaptado de MapBiomass (2023) [37].

A captação descontrolada de águas subterrâneas para irrigação em áreas agrícolas tem levado tanto ao esgotamento quanto à contaminação [15, 21]. Desta forma, a capacidade de produção de alimentos não será limitada apenas pela disponibilidade hídrica, mas também pela qualidade de água. O processo de lixiviação, escoamento e infiltração de insumos e agrotóxicos agrícolas pode aumentar a carga de sólidos dissolvidos nas águas subterrâneas, afetando sua qualidade, principalmente nos aquíferos granular e cárstico [11, 14, 48], em decorrência da maior facilidade de infiltração da água através dos interstícios porosos, fraturas e cavidades de dissolução, respectivamente [14, 15, 49].

Tabela 1: Áreas de vegetação e uso do solo em km². Fonte: MapBiomas (2023) [37].

Vegetação e uso do solo	Área (km²)
Pastagem	1526,3
Floresta	155,3
Área urbana	15,3
Mangue	19,6
Corpos d'água	0,68
Total	1.717,14

As diferentes litologias da área de estudo formaram três tipos de aquíferos de acordo com a porosidade (Figura 4): aquífero granular, com maior extensão, e secundariamente por aquíferos fissural e cárstico. O aquífero granular possui elevada porosidade e permeabilidade primária, que facilita o armazenamento da água subterrânea nos espaços intersticiais entre os grãos dos sedimentos arenosos pouco consolidados [10, 12, 40]. O aquífero fissural não possui permeabilidade primária, e a infiltração da água subterrânea depende do grau de fraturamento extensional e pelas interconexões dessas fraturas [10, 12]. Por sua vez, o fluxo da água no aquífero cárstico depende da intensidade da dissolução das rochas calcárias [7, 19].

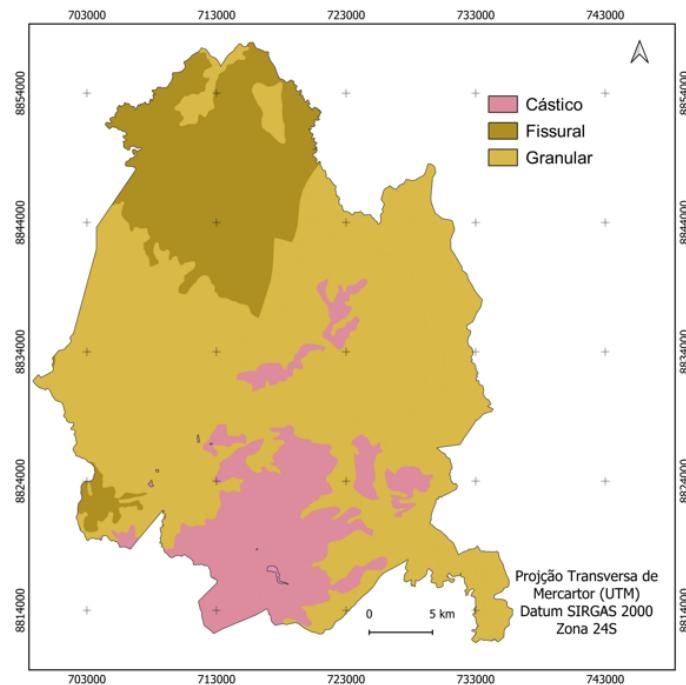


Figura 4: Mapa dos tipos de aquífero quanto à porosidade. Fonte: Adaptado de Semac (2024) [35].

As formas de relevo apresentam-se planos a ondulados decorrentes da forma pediplanar gerada em rochas ígnea-metamórficas, da estrutura tabuliforme dos arenitos do Grupo Barreiras e da planície costeira dos sedimentos flúvio-marinhos (Figuras 5 e 6).

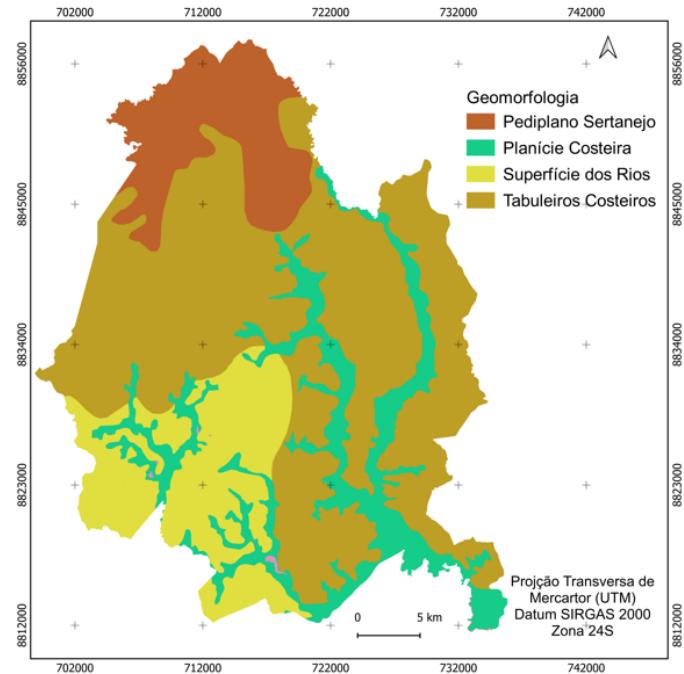


Figura 5: Mapa geomorfológico simplificado. Fonte: Adaptado de Semac (2024) [35].

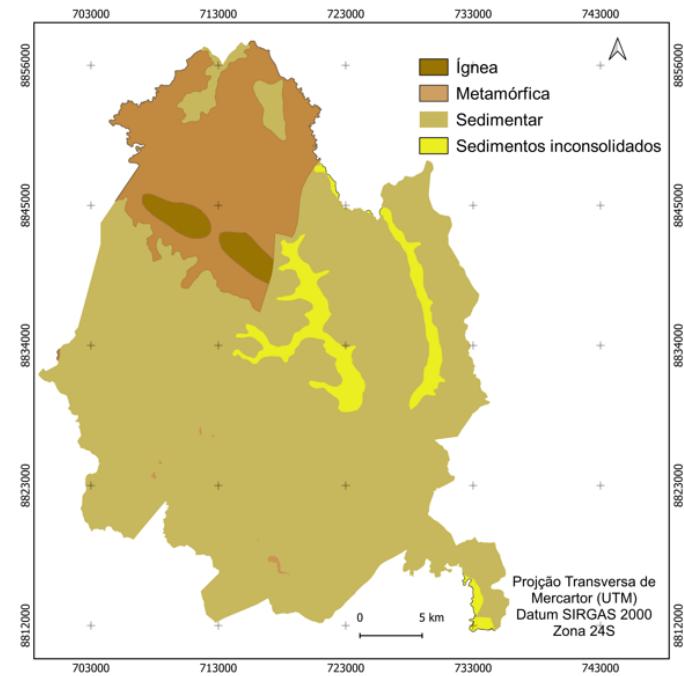


Figura 6: Mapa litológico simplificado. Fonte: Adaptado de Semac (2024) [35].

Os argissolos recobrem praticamente toda área (Figura 7), caracterizados pela presença de horizonte diagnóstico B textural, apresentando acúmulo de argila em profundidade devido à mobilização e perda de argila da parte mais superficial do solo [50]. Esta relação textural implica em diferenças de infiltração dos horizontes superficiais e subsuperficiais e maior suscetibilidade erosiva [51]. Estes solos são formados pela associação de Argissolos Vermelhos-Amarelos e Argissolos Amarelos, ambos distróficos típicos de textura arenosa com A moderado plano suave ondulado [36]. Os vertissolos, espodossolos, gleissolos e neossolos, apresentam as menores taxas de infiltração, entre 1,27 mm/h e 3,81 mm/h, ou até mesmo menores que 1,27 mm/h, em oposição, os argissolos apresentam taxa de infiltração entre 3,81 mm/h e 7,62 mm/h [51]. Por outro lado,

na área formada pelos calcários são naturalmente mais ricos em elementos (bases) essenciais às plantas como cálcio, magnésio e potássio [52]. Essas características favorecem o cultivo de cana-de-açúcar nas áreas mais úmidas e do coco nas áreas mais secas, o que está de acordo com a produtividade do local.

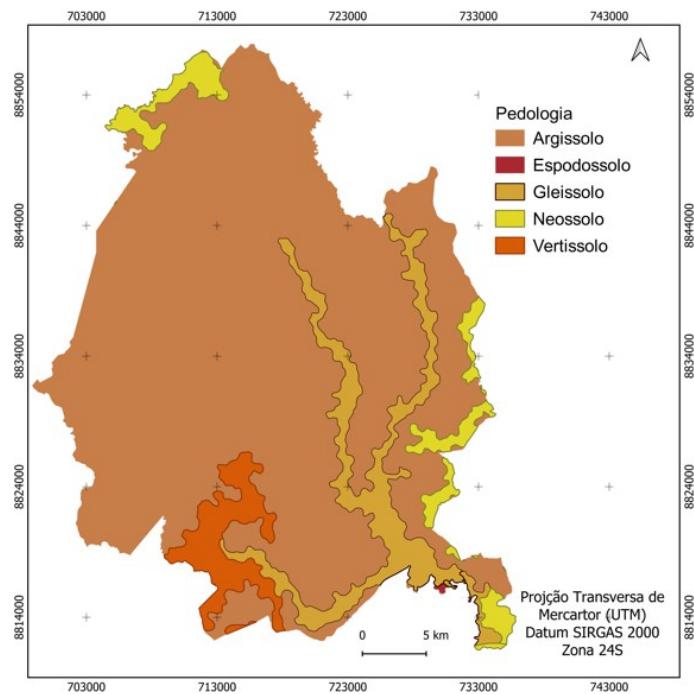


Figura 7: Mapa pedológico simplificado. Fonte: Adaptado de Semac (2024) [35].

A Bacia Hidrográfica do rio Japaratuba possui precipitação anual média de 1270 mm/ano [35], sendo que a maior porosidade (maior volume de espaços vazios) permite maior taxa de infiltração que por sua vez aumenta a disponibilidade hídrica subterrânea [53, 54]. No entanto, a infiltração da água subterrânea depende da condutividade hidráulica [55] e das características dos sistemas aquíferos, como a espessura, continuidade e interconexões [56]. Assim, sobretudo na região sul e central, há a tendência natural para o armazenamento e recarga dos aquíferos. Entretanto, esta é a região que possui a maior concessão de outorga do uso da água para atividades de irrigação e industrial e, principalmente para o consumo humano [1], o que pode comprometer disponibilidade deste recurso. Além disso, se nas litologias areníticas e calcárias a infiltração de água é favorecida pelos tipos e volume de porosidade [53, 55], também facilita o fluxo de elementos químicos contaminantes absorvidos e adsorvidos nas moléculas de água. Nessa situação, o fluxo de contaminantes é maior em aquíferos livres e semiconfinados, sobrepostos por sedimentos arenosos inconsolidados ou pouco consolidados, com profundidade do nível d'água próxima da superfície, em oposição aos aquíferos confinados de maior profundidade [6, 56, 57].

3.1 Quantidade de água subterrânea

A maior quantidade de poços tubulares em operação está localizada no município de Carmópolis, no sul da área de estudo, o que pode estar associado ao fato desta região possuir maiores vazões de água subterrânea (Figura 8). Entretanto, sabe-se que muitos poços tubulares não são legalizados e a falta de registros e informações detalhadas e atualizadas interferem no resultado obtido [53].

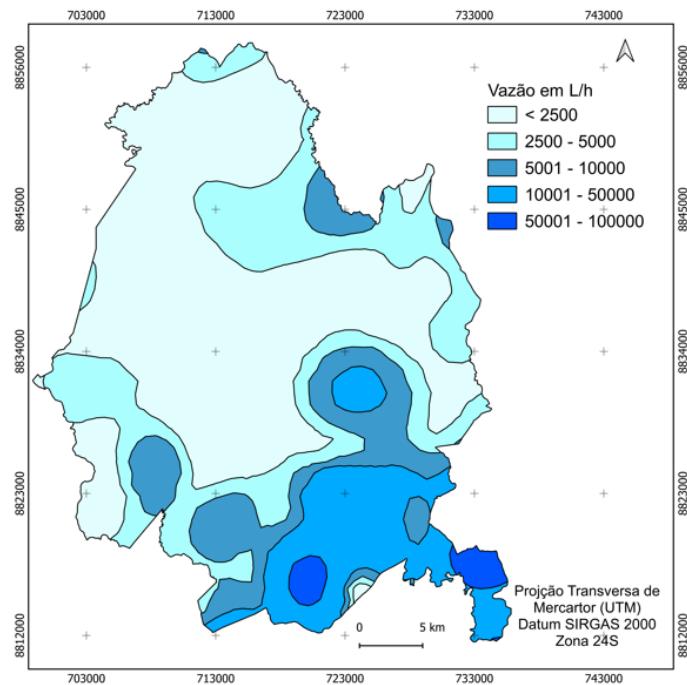


Figura 8: Vazão da água subterrânea. Fonte: Adaptado de Semac (2024) [35].

A Tabela 2 apresenta o resultado obtido dos cálculos do balanço hídrico ambiental da área de estudo, dos anos 2000 e 2023. Os municípios de Capela e Japaratuba estão localizados na porção norte e noroeste da área, justamente a região com as menores vazões de água subterrânea, abaixo de 2500 L/h, como foi mostrado na Figura 8.

O balanço hídrico dos municípios evidencia uma redução significativa na disponibilidade hídrica da região no ano de 2023 em relação ao ano 2000, com diminuição da precipitação e aumento da evapotranspiração. A precipitação total diminuiu em cerca de 20 mm, indicando uma menor oferta de água para os ecossistemas locais e atividades antrópicas e consequentemente, a evapotranspiração total reduziu na mesma proporção.

O armazenamento de água no solo sofreu uma redução expressiva, evidenciando uma menor retenção hídrica no solo, fator que pode impactar a disponibilidade de água para o lençol freático. A deficiência hídrica aumentou, indicando que a demanda hídrica não está sendo plenamente atendida, o que pode se intensificar em períodos de seca. O excedente hídrico, por sua vez, sofreu redução, sugerindo menor recarga dos corpos d'água e aquíferos subterrâneos.

Tabela 2: Balanço hídrico da área de estudo.

Parâmetro	Capela		Japaratuba		Média	
	2000	2023	2000	2023	2000	2023
Precipitação total (mm)	86,1	63,2	96,4	70,6	91,2	66,9
Evapotranspiração total (mm)	81,6	67,8	92,8	74,6	87,2	71,2
Índice hídrico	105,5	93,2	103,9	94,6	104,7	93,9
Temperatura (°C)	24,5	25,4	24,8	25,7	24,6	25,6
Armazenamento de água no solo (mm)	87,6	70,8	83,7	68,2	85,6	69,5
Evapotranspiração real (mm)	80,3	62,7	90,5	68,1	85,4	65,4
Deficiência (mm)	1,3	5,1	2,3	6,4	1,8	5,7
Excedente (mm)	8,0	6,4	10,0	8,8	9	7,6

Os gráficos apresentados nas Figuras 9 e 10 deixam claro a relação entre a Capacidade de Água Disponível (CAD) e o real Armazenamento Real da Água (ARM) no solo ao longo dos meses de ambos os anos.

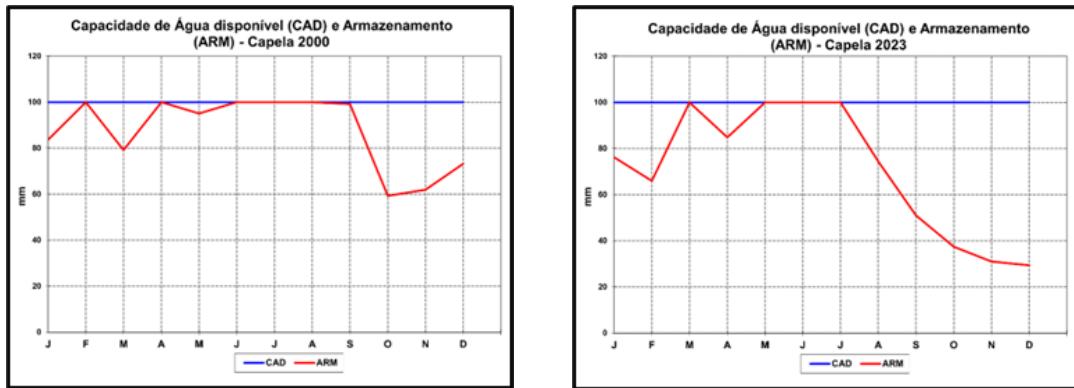


Figura 9: Gráficos do CAD x ARM para o município de Capela em 2000 e 2023.

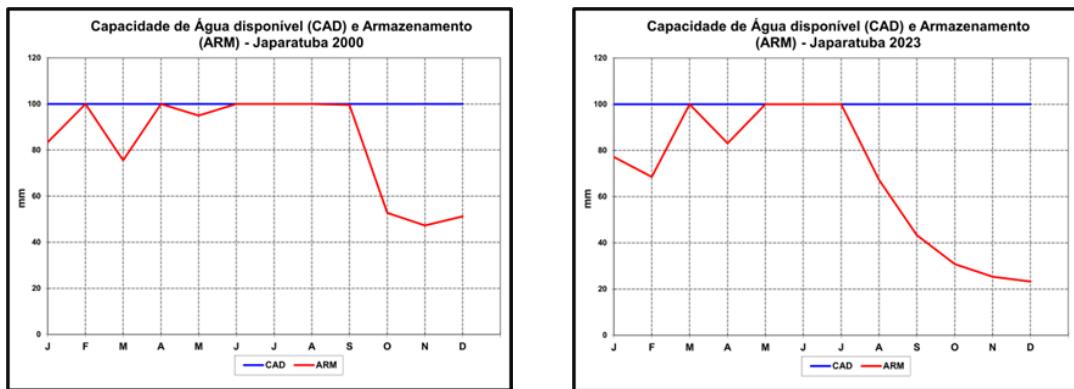


Figura 10: Gráficos do CAD x ARM para o município de Japaratuba.

É possível notar a variação do ARM ao longo das estações do ano, onde no período de seca entre setembro e dezembro, encontra-se as menores concentrações de água no solo. Enquanto nos meses de junho a setembro e parcialmente os meses de janeiro a julho há o maior armazenamento de água, entretanto não superam o valor de 100 mm, mostrando que não há saturação de umidade.

O índice hídrico calculado a partir dos dados de evapotranspiração e precipitação, resultou nos valores de $ih = 104,7$ mm para a área no ano 2000 e $ih = 93,9$ mm em 2023. Indicando que em 2000 não ocorreu deficiência hídrica e com ocorrência em 2023. O ano de 2023 entrou para a história como o ano mais quente já registrado desde o período pré-industrial [58], sendo a mudança climática um dos fatores para tal resultado. Um estudo elaborado pela ANA (2024) [59] aponta a tendência, na região Nordeste, de redução das vazões fluviais e dos volumes médios de precipitação, resultando em uma menor disponibilidade hídrica e no agravamento da seca, tanto no semiárido quanto na faixa litorânea. Diante desse cenário, o estudo destaca a necessidade de se adotar medidas para enfrentar os períodos de estiagem mais intensos e prolongados, incluindo estratégias para ampliar a oferta de água e otimizar seu uso.

A predominância da agropecuária e pastagem na área (Figura 3) indica que a vegetação nativa foi desmatada para dar origem aos cultivos agrícolas e criação de animais. De acordo com Wisser et al. (2024) [47], substituição de pastagem pela agricultura mudou a direção do fluxo de ascendente (descarga) para descendente (recarga). Assim a vegetação é fundamental para a recarga dos aquíferos, tanto pelas raízes que facilitam a infiltração, quanto como barreira natural levando a redução da evaporação direta da água no solo exposto [60], e diminuição do escoamento superficial e compactação do solo [12, 14, 20, 21, 47]. Nesse sentido, a ocupação do solo contribui para a deficiência hídrica [61, 62] e interfere na disponibilidade da água subterrânea.

3.2 Qualidade de água subterrânea

No município de Carmópolis, está localizado o maior polo terrestre (*on shore*) de exploração de petróleo e gás natural do estado, o que exige grandes quantidades de água durante o processo de perfuração dos poços. Além disso, Sobral e Silva (2015) [63] registraram vazamentos nas proximidades das unidades de bombeio mecânico (Cavalo-de-Pau), no município de Carmópolis. Estudos mostraram que um litro de óleo é suficiente para contaminar a potabilidade de aproximadamente um milhão de litros de água [63, 64].

De acordo com a Resolução Conama 396 [22], o Valor de Referência de Qualidade (VRQ) para sólidos dissolvidos totais é de 1000 mg/L, assim, nota-se, pela Figura 11, que apenas a região norte encontra-se parcialmente acima do limite. Entretanto, de acordo com a Portaria do Ministério da Saúde nº 888/2021 [23], este parâmetro não deve ultrapassar 500 mg/L, portanto, nas regiões com SDT entre 500 e 1348 mg/L, porção norte da área, será necessário o tratamento prévio da água para o consumo humano.

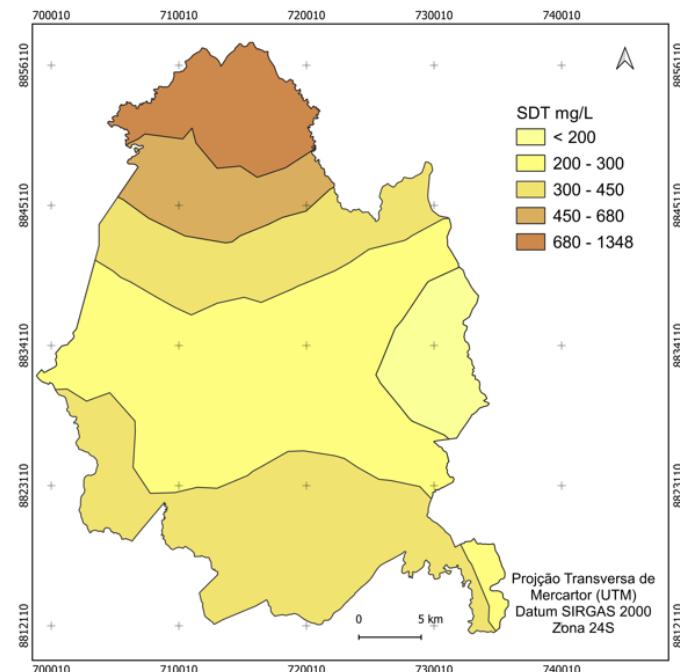


Figura 11: Distribuição espacial dos sólidos dissolvidos totais na água subterrânea. Fonte: Adaptado de Embrapa.

Em relação a dureza (Figura 12), pela Portaria nº 888/2021 [23], o Valor Máximo Permitido (VMP) é de 300 mg/L e há apenas uma pequena porção, cerca de 1,8% da área, em desacordo com o exigido. A concentração predominante está na faixa de 75 a 150 mg/L, classificada como moderadamente dura, estando dentro dos padrões estabelecidos por lei.

Em relação ao cloreto (Figura 13), em ambas as legislações o limite máximo é de 250 mg/L, enquanto o sódio (Figura 14) possui VMP de 250 mg/L e VMR de 200 mg/L pela Portaria 888/2021 [23] e pela Resolução Conama 396 [22], respectivamente. Nota-se que está acima do limite apenas na porção norte do município de Japaratuba, com valor máximo de 670,7 mg/L.

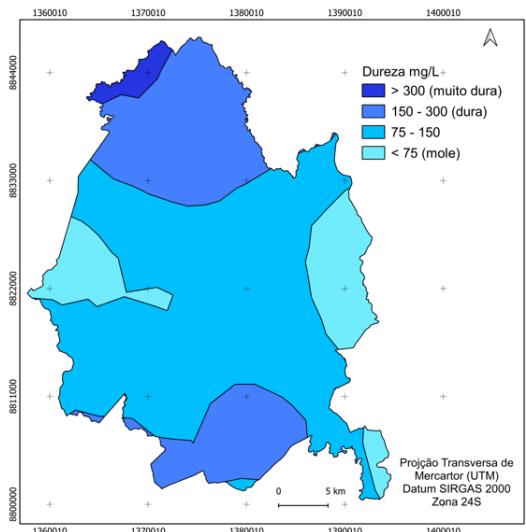


Figura 12: Distribuição espacial de dureza da água subterrânea. Fonte: Adaptado de Embrapa.

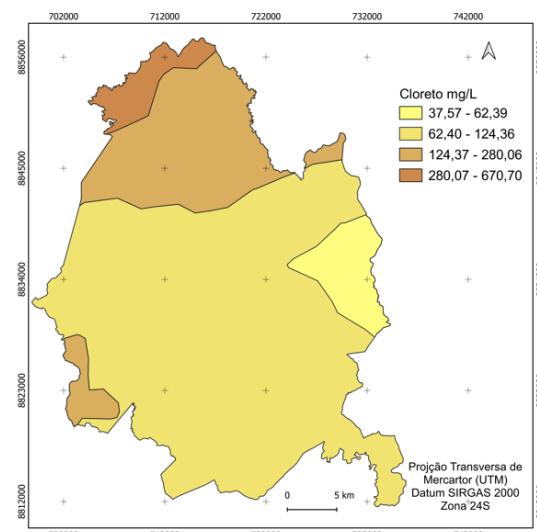


Figura 13: Distribuição espacial da concentração de cloreto na água subterrânea. Fonte: Adaptado de Embrapa.

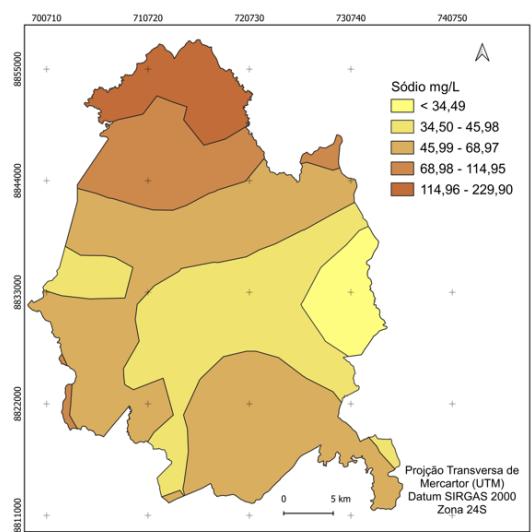


Figura 14: Distribuição espacial da concentração de sódio na água subterrânea.

Elevados níveis de cloreto aumentam a condutividade elétrica [5, 9] e podem acelerar processos corrosivos, afetando tubulações e equipamentos metálicos [38], além de conferir sabor desagradável a água [7, 9]. A aplicação de fertilizantes à base de cloreto de potássio (KCl) na agricultura pode aumentar os níveis de cloreto no solo, que podem ser infiltrados e alcançar as águas subterrâneas [5, 7, 64]. Já o sódio, não está acima do permitido se comparado com o a Portaria 888/2021 [23], mas em relação a Resolução Conama 396 [22], encontra-se elevada no norte da bacia, cerca de 8% da área. O excesso de sódio pode reduzir o crescimento da vegetação [65], afetar a estrutura do solo, reduzindo sua permeabilidade [66, 67] e dificultando a absorção de água pelas plantas.

Em ambas as legislações, a concentração de ferro máxima recomendada para o consumo humano é de 0,3 mg/L. A Figura 15 mostra que 28% da área encontra-se com concentrações de ferro superiores a este valor, tornando a água imprópria para o consumo. A Resolução Conama 396 [22] determina o valor máximo de 5 mg/L para irrigação, tornando-a imprópria para este uso. Altas concentrações de ferro podem causar incrustações e ferrugem em tubulações [38], geram sabor e odor desagradável na água [67, 68] e problemas gastrointestinais em humanos e animais [68]. A infiltração da água da chuva pode carrear o ferro disponível no solo para o aquífero, que pode ser de origem natural ou antrópica (atividade agrícolas e minerárias) [66-68]. Apesar do Grupo Barreiras, característico do local, ser associado a aglomerados de óxidos e hidróxidos de ferro [60, 61, 68], não foi observada grandes interferências quanto a este parâmetro.

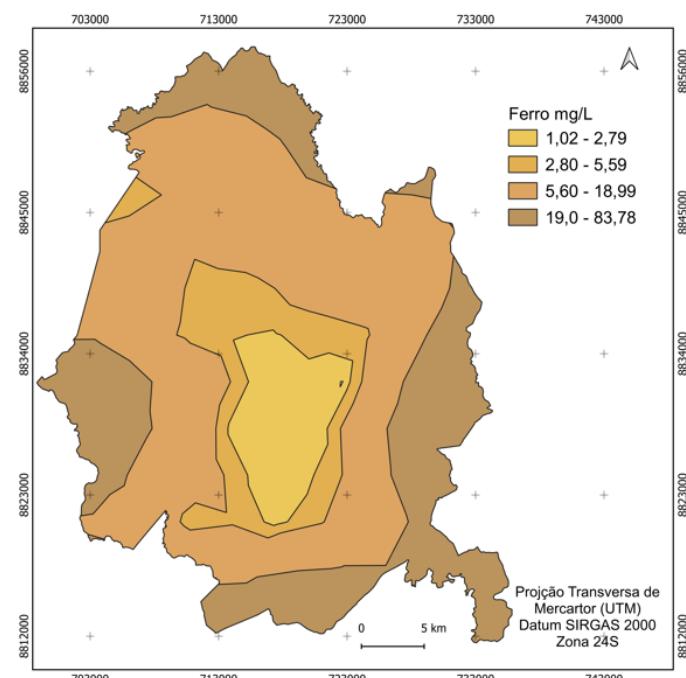


Figura 15: Distribuição espacial da concentração de ferro na água subterrânea. Fonte: Adaptado de Embrapa.

Nota-se que apesar das atividades antrópicas exercidas na região, todos os parâmetros de qualidade estão dentro dos limites das legislações, indicando que pode estar relacionado às características naturais de recarga dos aquíferos, facilitando a dissolução e dispersão da concentração das partículas dos compostos. A Tabela 3 a seguir mostra um resumo dos resultados encontrados para os parâmetros de qualidade físico-químicos.

Tabela 3: Parâmetros de qualidade da água subterrânea.

Parâmetro	VMR Conama 396 (mg/L)	VMP Portaria 888 (mg/L)	Faixa predominante na área de estudo (mg/L)	Situação
SDT	1000	500	200 - 450	Conforme
Dureza	-	300	75 - 150	Conforme
Cloreto	250	250	62,4 - 124,36	Conforme
Sódio	200	250	34,50 – 68,97	Conforme
Ferro	0,3	0,3	0,1 - 0,34	Conforme

Considerando apenas os resultados predominantes em cada área, tem-se que todos os parâmetros estão de acordo com os limites de ambas as legislações. Portanto, pressupõe-se que a água subterrânea na maior parte desta área é de boa qualidade para o consumo humano e consequentemente para outros usos da água. Os níveis de qualidade foram inferiores na região norte da área, sobretudo na área onde se localiza o aquífero do tipo fissural. Como dito anteriormente, o escoamento neste tipo de aquífero ocorre entre as fissuras das rochas enquanto no aquífero granular, ele se dá entre os grãos de solo, que agem como filtro para as partículas sólidas, limpando a água até que ela alcançar o aquífero. No entanto, a riqueza mineralógica das rochas ígneas e metamórficas com relação aos arenitos do Grupo Barreiras e sedimentos inconsolidados dos sedimentos costeiros, explicando, assim, essa maior concentração.

4. CONCLUSÃO

Conclui-se que a área possui características naturais com tendência a recarga e armazenamento subterrâneo, com aquíferos fissural, cárstico e granular. O aquífero do tipo granular possui a maior extensão com elevada porosidade e permeabilidade primária, formado pelos arenitos do Grupo Barreiras e por sedimentos flúvio-marinhos dispostos nos tabuleiros costeiros e nas superfícies dissecadas, respectivamente. Sobrepostos ao Grupo Barreiras tem-se os argissolos distróficos típicos de textura arenosa com maior taxa de infiltração (1,27 mm/h a 3,81 mm/h) em relação aos demais solos. Entretanto, os resultados do balanço hídrico apontam para a deficiência hídrica verificado no ano de 2023, provavelmente, associada às mudanças climáticas e à agropecuária. A captação descontrolada de águas subterrâneas para irrigação tem levado tanto ao esgotamento quanto à contaminação. Essa redução na disponibilidade hídrica pode comprometer o abastecimento e consumo humano e a manutenção dos ecossistemas locais. O processo de lixiviação, escoamento e infiltração de insumos e agrotóxicos agrícolas aumenta a carga de sólidos dissolvidos nas águas subterrâneas, afetando a sua qualidade, principalmente nos aquíferos granular e cárstico. Desta forma, a capacidade de produção de alimentos não será limitada apenas pela disponibilidade hídrica, mas também pela qualidade de água.

Em relação a qualidade, os parâmetros físico-químicos analisados estão em acordo com a legislação vigente, o que não descarta a possibilidade de degradação da água subterrânea por outros parâmetros e apropriações inadequadas, principalmente nas áreas de recarga. Apesar das atividades antrópicas exercidas na região, todos os parâmetros de qualidade estão dentro dos limites das legislações, indicando que pode estar relacionado às características naturais de recarga dos aquíferos, facilitando a dissolução e dispersão da concentração das partículas dos compostos. Portanto, pressupõe-se que a água subterrânea na maior parte desta área é de boa qualidade para o consumo humano e consequentemente para outros usos da água. Os níveis de qualidade foram inferiores na região norte da área, sobretudo na área onde se localiza o aquífero do tipo fissural.

Destaca-se a importância do presente trabalho e metodologia aplicada para a compreensão das interferências antrópicas, principalmente a agropecuária (pastagem e lavouras temporárias) e naturais sobre as águas subterrâneas. Além disso, a aplicação das ferramentas de geoprocessamento associadas com a metodologia do balanço hídrico, se mostrou eficiente para alcançar os objetivos propostos, ou seja, as interações e interferências das características naturais e da ocupação antrópica sobre a qualidade e quantidade da água subterrânea na Bacia Hidrográfica do rio Japaratuba no Leste Sergipano.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Cruz MAS, Cardoso Júnior JCA, Gonçalves AA, Amorim JRA, Aragão R. Avaliação de metodologias de transferência de vazões de referência em bacias hidrográficas: sua aplicação na Bacia do rio Japaratuba - Sergipe - Brasil. *Rev Bras Geogr Fís.* 2021 Jun;14(3):1571-85. doi: 10.26848/rbgf.v14.3.p1571-1585
2. Santos LAN, Nascimento PSR, Barros GVP. Processamento analítico hierárquico no mapeamento da fragilidade ambiental à erosão do solo. *Rev Bras Geomát.* 2020 Dez;8(4):275-98. doi: 10.3895/rbgeo.v8n4.12635
3. Alves LB, França LMA, Galvíncio JD. Mudanças climáticas e aquíferos rasos: relações presentes no Nordeste brasileiro. *J Hyperspectr Remote Sens.* 2023 Fev;13(6):752-62. doi: 10.29150/jhrs.v13.5.p752-762
4. Maynard FN, Cruz MAS, Gomes LJ. Applying a sustainability index to the Japaratuba River Watershed in Sergipe state. *Ambiente Soc.* 2017 Jun;20(2):201-20. doi: 10.1590/1809-4422ASOC0057R1V2022017
5. Fernandes MAB, Santiago MMF, Gomes DF, Mendes Filho J, Frischkorn H, Lima JOG. A origem dos cloretos nas águas subterrâneas na Chapada do Apodi – Ceará. *Águas Subterr.* 2005 Set;19(1):25-34. doi: 10.14295/ras.v19i1.1349
6. Ferreira Filho SS, Alves R. Técnicas de avaliação de gosto e odor em águas de abastecimento: método analítico, análise sensorial e percepção dos consumidores. *Eng. Sanit. Ambient.* 2006 Dez;11(4):362-70. doi: 10.1590/S1413-41522006000400009
7. Aguiar Júnior TR, Bortolozo FR, Rosa Filho EF, Parron LM, Luz LD, Brito AG, et al. Fate of selected agrochemicals in a tropical karst aquifer: a five-year study. *Groundw. Sustain. Dev.*, 2017 Sep;5:187-92. doi: 10.1016/j.gsd.2017.06.008
8. Zhou T, Ruud N, Simunek J, Brunett G, Levintal E, García CP, et al. The impact of managed aquifer recharge on the fate and transport of pesticides in agricultural soils. *Water Res.* 2024 Dec;267:1-12. doi: 10.1016/j.watres.2024.122442
9. Neves MA, Oliveira MSM, Breder FP, Carneiro MTWD. Parâmetros de qualidade da água subterrânea em rochas cristalinas no sul do Estado do Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Derbyana.* 2024 Abr;45:1-14. doi: 10.14295/derb.v45.812
10. Andrade RO, Nascimento PSR. Estimativa da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas na Região Metropolitana de Aracaju (SE). *Rev Int Cienc.* 2025 Abr;15(1):77-96. jan-abr, 2025. doi: 10.12957/ric.2025.81210
11. Cuthbert MO, Gleeson T, Bierkens MFP, Ferguson G, Taylor RG. Defining renewable groundwater use and its relevance to sustainable groundwater management. *Water Resour Res.* 2023 Aug;59(9):1-18. doi: 10.1029/2022WR032831
12. Manoel Filho J. Evolução histórica do conhecimento. In: Feitosa FAC, Manoel Filho J, Feitosa EC, Demétrio JG, organizadores. *Hidrogeologia: conceitos e aplicações.* 3. ed. Rio de Janeiro: Labhid; 2008. p. 5-12.
13. Alagna V, Bagarello, V, Di Prima S, Iovino M. Determining hydraulic properties of a loam soil by alternative infiltrometer techniques. *Hydrol Proc.* 2015 Jul;30(2):263-75.
14. Rebouças AC. Águas subterrâneas. In: Rebouças AC, Braga B, Tundisi JG, organizadores. *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação.* São Paulo: Escrituras; 2002. p. 433-60.
15. Vahid NS, Kumar RBB, Shaji E, Noble, J. Hydrochemical characteristics and groundwater assessment of a multi-aquifer system in Alappuzha area, South India. *J Geointerface.* 2025 Jul;4(1):104-24. doi: 10.5281/zenodo.15586855
16. Campos JEG, Rodrigues DS, Ana Beatriz Alcântara Rocha ABA, Gonçalves TD. Diretrizes para implantação de recarga artificial de aquíferos no domínio dos cerrados do Brasil. *Anu Inst Geociênc.* 2021 Fev;44:1-13. doi: 10.11137/1982-3908_2021_44_35827
17. Ribeiro JPM, Velásques LN, Carvalho Filho CA. Eecarga e conexão hidráulica no sistema aquífero granular-fissural no Campus Pampulha da UFMG, Belo Horizonte, MG. *Rev Inst Geol.* 2017;38(1):17-30. doi: 10.5935/0100-929X.20170002
18. Scanlon BR, Keesee KE, Flint AL, Flint LE, Gaye CB, Edmunds WM, Simmers I, Cook P. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrol Proc.* 2006 Sep;20:3335-70. doi: 10.1002/hyp.6335
19. Ruiz MC, Valdés-Abellán J, Pla C, Fernández-Mejuto M, Benavente D. Land cover changes and their influence on recharge in a mediterranean karstic Aquifer (Alicante, Spain). *Land.* 2023 Dec;12(1):1-28. doi: 10.3390/land12010128

20. Graepin C, Mancuso MA, Camargo M, Silva JLS, Borba WF. Estimativa de recarga de aquífero e enquadramento dos corpos de água em sub-bacias parcialmente florestadas no Noroeste do Rio Grande do Sul, Anu Inst Geociênc. 2016 Out;39(3):25-31. doi: 10.11137/2016_3_25_31
21. Siddik MS, Tulip SS, Rahman A, Islam MN, Haghghi AT, Mustafa SMT. The impact of land use and land cover change on groundwater recharge in northwestern Bangladesh. *J Environ Manage*. 2022 Aug;315:1-18. doi: 10.1016/j.jenvman.2022.115130
22. Brasil. Resolução CONAMA n.º 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Brasília (DF): Diário Oficial da União; 03 abr 2008. Disponível em: <https://share.google/OaWTmfNbEUatD2Ya9>.
23. Brasil. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS n.º 888, de 4 de maio de 2021. Estabelece os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília (DF): Diário Oficial da União; 04 mai 2021. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html
24. Lima SD, Reginato PAR, Rizzo A. Valores background e avaliação da qualidade da água subterrânea do sistema aquífero costeiro na região litoral médio e norte do RS. *Rev Geosul*. 2024 Out; 39(90):91-115. doi: 10.5007/2177-5230.2024.e96841
25. Silva JS, Cabral Júnior JB, Rodrigues DT, Silva FDS. Climatology and significant trends in air temperature in Alagoas, Northeast Brazil. *Theor Appl Climatol*. 2023 Jan;151:1-20.
26. Silva JS, Cabral Júnior JB. Hidroclimatologia e balanço hídrico climatológico para o estado de Alagoas, Nordeste do Brasil. *Rev Bras Climatol*. 2025 Fev;36:340-65. doi: 10.55761/abclima.v36i21.18957
27. Melo DCD, Cabrera MCM, Wendland E. Balanço hídrico e modelagem computacional visando estimar recarga subterrânea. *Águas Subterr*. 2017 Jan;31(1):66-78. doi: 10.14295/ras.v31i1.28656
28. Santarosa LV, Gastmans D, Sitolin TS, Kirchheim RE, Betancur SB, Oliveira MED, et al. Assessment of groundwater recharge along the Guarani aquifer system outcrop zone in São Paulo State (Brazil): an important tool towards integrated management. *Environ Earth Sci*. 2021 Jan;80(95):94-105. doi: 10.1007/s12665-021-09382-3
29. Pereira SY, Abreu AES, Murillo-Bermudez LF. Segurança das águas subterrâneas (groundwater security): uma revisão dos estudos nacionais e internacionais. *Derbyana*. 2024 Mar;45:1-18. doi: 10.14295/derb.v45.807
30. Lentswe GB, Molwalefhe L. Delineation of potential groundwater recharge zones using analytic hierarchy process-guided GIS in the semi-arid Motloutse watershed, eastern Botswana. *J Hydrol*. 2020 Apr;28:1-22. doi: 10.1016/j.ejrh.2020.100674
31. Ram A, Tiwari SK, Pandey HK, Chaurasia AK, Singh S, Singh YV. Groundwater quality assessment using water quality index (WQI) under GIS framework. *Appl Water Sci*. 2021 Feb;11(46):1-20. doi: 10.1007/s13201-021-01376-7
32. Barros GVP, Gomes HB, Nascimento PSR, Pinto DDC, Silva FDS, Costa LC. Comparative analysis of potential soil degradation in the state of Sergipe. *Geo UERJ*. 2023 Jun;42:1-25. doi: 10.12957/geouerj.2023.76860
33. Diniz MTM, Medeiros SC, Cunha CJ. Sistemas atmosféricos atuantes e diversidade pluviométrica em Sergipe. *Bol Goia Geogr*. 2014 Abr;34(1):17-34.
34. Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification, *Hydrol Earth Syst Sci*. 2007 Oct;11(5):1633-44. doi: 10.5194/hess-11-1633-2007
35. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Sustentabilidade e Ações Climáticas (Semac). *Atlas de Recursos Hídricos do Estado de Sergipe* [Internet]. Aracaju (SE): SRH; 2024 [acesso em 02 dez 2024]. Disponível em: <https://serhidro-semac.hub.arcgis.com/maps/7e89188fa1a245a89e9d3b9e3342190f/about>.
36. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Mapeamento topográfico sistemático terrestre do Brasil. *Pedologia 1:250.000* [Internet]. Rio de Janeiro (RJ): IBGE; 2023 [acesso em 16 dez 2024]. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/10871-pedologia.html>.
37. Mapbiomas. Projeto de mapeamento anual do uso e cobertura da terra no Brasil. *Coleção 7* [Internet]. Brasília (DF): MapBiomas Brasil; 2023 [acesso em 16 dez 2024]. Disponível em: <https://mapbiomas.org/lancamentos>.
38. Resende RS, Cruz MAS, Amorim JRA. *Atlas de qualidade da água subterrânea no Estado de Sergipe*. Aracaju (SE): Embrapa Tabuleiro Costeiros; 2009.
39. QGIS Development Core Team [Internet]. QGIS Geographic Information System. A free and open source geographic information system; 2024 [acesso em 02 dez 2024]. Disponível em: <https://www.qgis.org/en/site>.
40. Silva ATL, Nascimento PSR. Caracterização da vulnerabilidade à desertificação por geotecnologias em Sergipe. *Sci Plena*. 2024 Set;29(8):1-12. doi: 10.14808/sci.plena.2024.089910

41. Rolim GS, Sentelhas PC, Barbieri V. Planilhas no ambiente Excel TM para os cálculos de balanços hídricos: normal, sequencial, de cultura e de produtividade real e potencial. *Rev Bras Agrometeorol.* 1998 Abr;6(1):133-7. doi: 10.55761/abclima.v30i18.15240
42. Thornthwaite CW, Mather JR. The water balance. *Publications in Climatology*. New Jersey (US): Drexel Inst. of Tech.; 1955.
43. Xavier AC, Scanlon BR, King CW, Alves AI. New improved Brazilian daily weather gridded data (1961–2020). *Int J Climatol.* 2022 Mai;42:8390-404. doi: 10.1002/joc.7731
44. Barros GVP, Souza RM, Santos SFS. Análise comparativa entre os dados de precipitação do programa GPM e os observados por estações meteorológicas em Sergipe. *Rev Bras Geogr Fís.* 2025 Abr;18(4):2777-91. doi: 10.26848/rbgf.v18.4.p2777-2791
45. Thornthwaite CW. An approach towards a rational classification of climate. *Geogr Rev.* 1948 Jan;38(1):55-94. doi: 10.2307/210739
46. Kehl L, Oliveira GG, Cyrne CCS. Análise espacial da demanda hídrica no setor agroindustrial do Vale do Taquari, RS, Brasil. *Anu Inst Geociênc.* 2021 Ago;44:1-19. doi: 10.11137/1982-3908_2021_44_37978
47. Wisser D, Grogan DS, Lanzoni L, Tempio G. Water use in Livestock Agri-Food Systems and its contribution to local water scarcity: a spatially distributed global analysis. *Water.* 2024 Jun;16(12):1-19. doi: 10.3390/w16121681
48. Miguel R, Campos J. Relações entre mineração e recursos hídricos subterrâneos. *Águas Subterr.* 2024;31(1):1-15. doi: 10.14295/ras.v38i1.30219
49. Zerga B. Karst topography: formation, processes, characteristics, landforms, degradation and restoration: a systematic review. *Watershed Ecol Environ.* 2024;6:252-69. doi: 10.1016/j.wsee.2024.10.003
50. Araújo Filho JC, Marques FA, Amaral AJ, Cunha Júnior VS, Galvão PVM. Solos do semiárido características e estoque de carbono. In: Giongo V, Angelotti F, organizadores. *Agricultura de baixa emissão de carbono em regiões semiáridas: experiência brasileira.* 1. ed. Brasília (DF): Embrapa; 2022. p. 93-112.
51. Sartori A, Lombardi Neto F, Geonovez AB. Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método de Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos - Parte 1: classificação. *Rev Bras Recur Hídricos.* 2005 Dez;10(4):5-18. doi: 10.21168/rbrh.v10n4.p19-29
52. Oliveira IP, Leandro WM, Santos TTM, Teles TAS, Passos PB, Muniz MP. Doses de calcário avaliadas em capim Capiaçu BRS cultivado em solo de cerrado. *Rev Uniaraguai.* 2024 Set;19(3):214-27.
53. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA). *Diagnóstico das disponibilidades hídricas subterrâneas.* Curitiba (PR): FNMA; 2010.
54. Almeida MSL, Gonçalves JAC. Uso do Processo Analítico Hierárquico (PAH) e de fatores multi-influenciadores para avaliar as interconexões entre as águas superficiais e subterrâneas numa pequena bacia hidrográfica em Minas Gerais. *Rev Bras Geogr Fís.* 2025 Fev;8(1):665-81. doi: 10.26848/rbgf.v18.1.p665-681
55. Almeida MSL, Gonçalves JAC. Uso do Processo Analítico Hierárquico (PAH) e de fatores multi-influenciadores para avaliar as interconexões entre as águas superficiais e subterrâneas numa pequena bacia hidrográfica em Minas Gerais. *Rev Bras Geogr Fís.* 2025 Fev;8(1):665-81. doi: 10.26848/rbgf.v18.1.p665-681
56. Morais F. Infiltração: uma variável geomorfológica. *Cad Geogr.* 2012;22(38):73-87.
57. Berndtsson R, Larson M. Spatial variability of infiltration in a semi-arid environment. *J Hydrol.* 1987 Mar;90(1):117-33. doi: 10.1016/0022-1694(87)90175-2
58. Climatempo. Retrospectiva do Clima 2023 do Brasil [Internet]; 2023 [acesso em 02 dez 2024]. Disponível em: <https://www.climatempo.com.br/noticia/2023/12/31/retrospectiva-clima-2023-do-brasil-3450>.
59. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). Impacto da mudança climática nos recursos hídricos do Brasil. Brasília (DF): ANA; 2024.
60. Peixoto FS, Cavalcante IN. O desafio do binômio água e cidade para o gerenciamento dos aquíferos urbanos. *Estud Av.* 2025 May;39(114):1-16. doi: 10.1590/s0103-4014.202539114.012
61. Cruz JL, Pelacani CR, Coelho EF, Caldas RC, Almeida AQ, Queiroz JR. Influência da salinidade sobre o crescimento, absorção e distribuição de sódio, cloro e macronutrientes em plântulas de maracujazeiro-amarelo. *Bragantia.* 2006;65(2):275-84.
62. Ruiz HA, Sampaio RA, Oliveira M, Venegas VHA. Características químicas de solos salino-sódicos submetidos a parcelamento da lâmina de lixiviação. *Pesq Agropec Bras.* 2004 Nov;39(11):1119-26. doi: 10.1590/S0100-204X2004001100010

63. Sobral IS, Silva GM. Cartografia das implicações ambientais da produção de petróleo no município de Carmópolis, Sergipe, Brasil. *Bol Goia Geogr.* 2015 Dez;35(3):437-51. doi: 10.5216/bgg.v35i3.38835
64. Rosa CN. Estudo sobre derramamentos de óleos nas vias públicas e seus impactos no meio ambiente. *REASE.* 2022 Jun;8(6):988-98. doi: 10.51891/rease.v8i6.5990
65. Alves NP, Castro JL, Sousa MAP. Controle e remoção de ferro e Ph de água subterrânea por filtro confeccionado em escala domiciliar. *Rev Ibero-Am Cienc Ambient.* 2021 Mar;12(5):285-300.
66. Malesza IJ, Bartkowiak-Wieczorek J, Winkler-Galicki J, Nowicka A, Dzięciołowska D, Błaszczyk M, et al. The dark side of iron: the relationship between iron, inflammation and gut microbiota in selected diseases associated with iron deficiency anaemia-A narrative review. *Nutrients.* 2022 Aug;14(17):1-23. doi: 10.3390/nu14173478
67. Moruzzi RB, Real MAP. Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial—uma abordagem geral. *Rev Eng Tecnol.* 2012 Abr;4(1):29-43.
68. Melo VF, Schaefer CEGR, Singh B, Novais RF, Fontes MPF. Propriedades químicas e cristalográficas da caulinita e dos óxidos de ferro em sedimentos do Grupo Barreiras no município de Aracruz, estado do Espírito Santo. *Rev Bras Ci Solo.* 2002 Mar;26(1):53-64. doi: 10.1590/S0100-06832002000100006