



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

ELIEL ALBUQUERQUE AGUIAR

**MAPEAMENTO DE MECANISMOS HIDROQUÍMICOS EM RESERVATÓRIOS DA
BACIA DO CURU, CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL**

**FORTALEZA
2025**

ELIEL ALBUQUERQUE AGUIAR

MAPEAMENTO DE MECANISMOS HIDROQUÍMICOS EM RESERVATÓRIOS DA
BACIA DO CURU, CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil

Área de concentração: Saneamento Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva

FORTALEZA

2025

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)

A228m Aguiar, Eiel Albuquerque.
Mapeamento de mecanismos hidroquímicos em reservatórios da Bacia do Curu, Ceará, Nordeste do Brasil / Eiel Albuquerque Aguiar. – 2025.
155 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2025.
Orientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

1. Índices de qualidade de água. 2. Mecanismos hidroquímicos. 3. Razões iônicas. 4. Reservatórios cearenses. 5. Mapeamento de informações. I. Título.

CDD 628

ELIEL ALBUQUERQUE AGUIAR

MAPEAMENTO DE MECANISMOS HIDROQUÍMICOS EM RESERVATÓRIOS DA
BACIA DO CURU, CEARÁ, NORDESTE DO BRASIL

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de doutor em Engenharia Civil.

Aprovada em: _____ / _____ / _____

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profª. Dra. Marisete Dantas de Aquino (Examinadora Interna)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota (Examinador Interno)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profª. Dra. Dayane de Andrade Lima (Examinadora Externa)
Inst. Fed. de Educação, Ciência e Tecnologia, Ceará (IFCE)

Profª. Dra. Maria Gorethe de Sousa Lima (Examinadora Externa)
Universidade Federal do Cariri (UFCA)

Aos meus pais, Maria Nilvanete de Albuquerque e Paulo Teodoro de Aguiar e, a minha avó Maria Núbia de Albuquerque.

AGRADECIMENTOS

Finalizar esta tese representa mais do que o cumprimento de uma etapa acadêmica; é o encerramento de um ciclo repleto de aprendizados, superações e amadurecimento pessoal. Ao longo desse caminho, contei com o apoio de pessoas que foram essenciais e que merecem aqui meu mais sincero reconhecimento. Por isso, agradeço a:

Deus, fonte de sabedoria e direção, meu refúgio e guia em todos os momentos.

Aos meus pais, Maria Nilvanete de Albuquerque e Paulo Teodoro de Aguiar, expresso meu amor e respeito. Com vocês aprendi o valor do esforço, da honestidade e resiliência e do caráter. Seus gestos de carinho e sacrifício moldaram quem sou, e levarei para sempre os ensinamentos que me transmitiram com tanto zelo.

Ao meu companheiro de vida, Wemerson Macena, que esteve ao meu lado com paciência e generosidade. Sua escuta atenta, seu cuidado constante e sua presença acolhedora foram fundamentais para que eu prosseguisse firme. Reconheço em ti não apenas um parceiro, mas um alicerce emocional indispensável ao longo deste percurso.

Aos meus irmãos Edinardo, Euclery, Erson, Elionay, Francisco Filho, Enoziel e Ezequiel, sou grato por cada palavra de incentivo, por acreditarem em meu potencial e por estarem comigo, ainda que em silêncio, torcendo pelo meu êxito.

Ao meu irmão Eyken (*in memoriam*), que guardo em meu coração a memória, cuja ausência física jamais apagará a influência que exerceu em minha vida.

Aos meus sobrinhos Letícia Ellen, Eduardo, Pedro Yure, Núbia Maria, Eyken Emanuel e Derick, agradeço pelas alegrias que me proporcionam. Agradeço de forma especial, à Letícia Ellen, reconheço com carinho o apoio dedicado, a ajuda constante e o estímulo afetuoso em momentos-chave desta caminhada. Minha gratidão se estende às minhas tias Maria Neuverina e Maria Náustria, por suas palavras gentis e por sempre me acolherem com ternura e cuidado.

Às minhas primas Tainá Bravo, Tamara Bravo e Lívia Bezerra, que compartilham comigo mais do que laços familiares: compartilhamos sonhos, afeto, amizade e cuidado. A presença de vocês em minha vida é sinônimo de acolhimento e inspiração. Sou profundamente grato por cada gesto, palavra e demonstração de carinho que recebi de vocês ao longo dessa jornada.

À minha avó materna, Maria Núbia de Albuquerque (*in memoriam*), reservo um espaço de saudade e reconhecimento profundo. Seu amor incondicional, seu colo generoso e sua sabedoria silenciosa seguem vivos em mim, como legado de cuidado e exemplo de humanidade.

Aos amigos que caminharam ao meu lado nesse processo acadêmico, Vicente Elício e Helemanara, valorizo a parceria, as trocas enriquecedoras e o companheirismo sincero e os laços sinceros de amizade. Às amigas Herivanda e Stephanie, agradeço por partilharem comigo não apenas os estudos, mas também os desafios e conquistas desta trajetória.

Às irmãs escolhidas pelo coração Sandra Karla, Érica Bezerra, Renata Fontes, Raina Cândido e Thayse Oliveira deixo meu apreço e admiração, não imaginam o bem que me fazem. Em nome de vocês, reconheço todos os amigos que, de alguma forma, contribuíram com apoio emocional, palavras de encorajamento e gestos de solidariedade. Cito com especial consideração Bruno Gomes, Leiliane Fernandes, Emília Gomes, Alexandre Albuquerque, Samara Silva, Frederico Altino e Socorro Hortegal cuja presença foi significativa.

Agradeço a disponibilidade dos membros da banca, que através de seu conhecimento e crítica construtiva permitiu a consecução de um trabalho mais claro e objetivo.

Ao meu orientador, Professor Dr. Fernando José, rendo especial reconhecimento pela condução firme, pelo olhar sensível e pela orientação generosa. Suas palavras despertaram não apenas o pesquisador em mim, mas também o ser humano mais consciente de seu papel no mundo.

Aos demais professores que compuseram minha formação, agradeço pela dedicação, pelas contribuições valiosas e pelo estímulo ao pensamento crítico. Cada aula, discussão e orientação colaborou de forma significativa para o amadurecimento deste trabalho.

Sou grato à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro, cuja concessão da bolsa de estudos foi decisiva para viabilizar a continuidade desta pesquisa com dignidade e foco.

A todos os que, direta ou indiretamente, deixaram sua marca em minha história, deixo o mais honesto e afetuoso reconhecimento. Esta conquista é compartilhada com cada um de vocês.

"No começo, pensei que estivesse lutando para salvar seringueiras, depois pensei que estava lutando para salvar a Floresta Amazônica. Agora, percebo que estou lutando pela humanidade" (Chico Mendes).

RESUMO

O monitoramento da qualidade da água em reservatórios do semiárido é essencial para compreender os processos hidroquímicos que determinam sua composição e evolução, sobretudo em regiões onde a variabilidade climática e as pressões antrópicas influenciam intensamente a disponibilidade e a potabilidade dos recursos hídricos. Este estudo investigou, entre 2018 e 2023, os açudes Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca, localizados na Bacia do Curu, Ceará, com o objetivo de identificar padrões iônicos, avaliar índices de estabilidade e uso agrícola, analisar a qualidade geral das águas e mapear os mecanismos hidroquímicos predominantes. Foram analisados parâmetros físico-químicos e iônicos, considerando a sazonalidade climática regional, visando compreender as variações da qualidade da água e os processos dominantes de salinização, trocas iônicas e estabilidade química. Os resultados revelaram predomínio de fácies bicarbonatadas sódicas e cárnicas-magnesianas, evidenciado pelos diagramas de Piper e Chadha, com destaque para a dominância de águas bicarbonatadas sódicas (76,7%) no período chuvoso, associadas a processos de troca iônica entre Ca^{2+} , Mg^{2+} e Na^+ . O diagrama de Gibbs indicou que a composição química foi controlada principalmente pelo intemperismo de rochas e, secundariamente, pela evaporação durante a estiagem. A análise estatística multivariada, por meio da matriz de correlação de Pearson, identificou fortes correlações ($r \geq 0,7$) entre pH, CO_3^{2-} e CO_2 livre, bem como entre Condutividade Elétrica (CE), Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Cl^- , refletindo a importância do equilíbrio carbonático e da salinidade na composição iônica das águas superficiais. Em relação aos índices de estabilidade e agressividade, o Índice de Saturação de Langelier (LSI) indicou águas em equilíbrio, enquanto o Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI) e o Índice de Incrustação de Puckorius (PSI) revelaram níveis elevados de corrosividade em todos os reservatórios. O Índice de Agressividade (IA) classificou as águas como não agressivas, com exceção do açude Frios, que apresentou oscilações com valores moderadamente agressivos em períodos secos. Os índices para uso agrícola, como Razão de Adsorção de Sódio (RAS), Residual de Carbonato de Sódio (RCS) e Razão de Magnésio (RMg), apontaram restrições relevantes, sobretudo em açudes como Caxitoré e Pentecoste, nos quais as condições de salinidade e dureza prejudicaram a adequação para irrigação, especialmente no segundo semestre de cada ano. O Índice de Kelly e o Índice de Permeabilidade também evidenciaram variações sazonais acentuadas. Os valores do Índice de Qualidade da Água de Bascarán (IQAB) oscilaram de imprópria a boa qualidade ao longo dos anos e semestres, refletindo a influência das condições pluviométricas e do uso antrópico da bacia hidrográfica. A persistência de

concentrações elevadas de sais dissolvidos durante os períodos de estiagem acentuou os desafios para a gestão da qualidade da água na região. Este estudo fornece informações valiosas a respeito do comportamento hidroquímico dos reservatórios, mostrando-os como heterogêneos, condicionados por fatores geológicos, litológicos, climáticos e antrópicos. A aplicação integrada de diagramas hidrogeoquímicos, índices iônicos e análise estatística multivariada demonstrou-se eficaz para caracterizar os processos dominantes e subsidiar estratégias de manejo e monitoramento dos recursos hídricos em regiões semiáridas.

Palavras-chave: Índices de qualidade de água; Mecanismos hidroquímicos; Razões iônicas; Reservatórios cearenses; Mapeamento de informações.

ABSTRACT

Monitoring water quality in reservoirs in semi-arid regions is essential to understanding the hydrochemical processes that determine their composition and evolution, especially in areas where climatic variability and anthropogenic pressures strongly influence the availability and potability of water resources. This study investigated, between 2018 and 2023, the Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste, and Tejuçuoca reservoirs, located in the Curu Basin, Ceará, Brazil, with the aim of identifying ionic patterns, assessing stability and agricultural use indices, analyzing the overall water quality, and mapping the predominant hydrochemical mechanisms. Physicochemical and ionic parameters were analyzed, taking into account regional climatic seasonality, in order to understand variations in water quality and the dominant processes of salinization, ion exchange, and chemical stability. The results revealed a predominance of sodium bicarbonate and calcium–magnesium bicarbonate facies, as shown by Piper and Chadha diagrams, with a notable dominance of sodium bicarbonate waters (76.7%) during the rainy season, associated with ion exchange processes between Ca^{2+} , Mg^{2+} , and Na^+ . The Gibbs diagram indicated that the chemical composition was mainly controlled by rock weathering and, secondarily, by evaporation during the dry season. Multivariate statistical analysis, using the Pearson correlation matrix, identified strong correlations ($r \geq 0.7$) between pH, CO_3^{2-} , and free CO_2 , as well as between Electrical Conductivity (EC), Total Dissolved Solids (TDS), and Cl^- , reflecting the importance of carbonate equilibrium and salinity in the ionic composition of surface waters. Regarding stability and aggressiveness indices, the Langelier Saturation Index (LSI) indicated water in equilibrium, whereas the Ryznar Stability Index (RSI) and Puckorius Scaling Index (PSI) revealed high levels of corrosivity in all reservoirs. The Aggressiveness Index (AI) classified the waters as non-aggressive, except for Frios reservoir, which showed fluctuations with moderately aggressive values during dry periods. Indices for agricultural use, such as Sodium Adsorption Ratio (SAR), Residual Sodium Carbonate (RSC), and Magnesium Ratio (MR), indicated significant restrictions, especially in reservoirs like Caxitoré and Pentecoste, where salinity and hardness conditions reduced suitability for irrigation, particularly in the second semester of each year. The Kelly Index and Permeability Index also showed marked seasonal variations. The Bascarán Water Quality Index (BWQI) values ranged from unsuitable to good quality throughout the years and semesters, reflecting the influence of rainfall conditions and anthropogenic use of the watershed. Persistent high concentrations of dissolved salts during dry periods further increased the challenges for water quality management in the region. This study provides valuable insights into the hydrochemical

behavior of the reservoirs, showing them to be heterogeneous and influenced by geological, lithological, climatic, and anthropogenic factors. The integrated application of hydrogeochemical diagrams, ionic indices, and multivariate statistical analysis proved effective in characterizing dominant processes and supporting strategies for the management and monitoring of water resources in semi-arid regions.

Keywords: Water quality indices; Hydrochemical mechanisms; Ionic ratios; Ceará reservoirs; Information mapping.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização da bacias hidrográfica de Curu e os reservatórios do estudo.....	33
Figura 2: Diagrama do risco de sodificação e salinização do solo.....	48
Figura 3: Esquema de interpretação do índice de Permeabilidade.....	52
Figura 4: Avaliação de Risco de Salinidade de Sodificação segundo o Diagrama do USSL para as médias anuais de cada açude estudado.....	66
Figura 5: Índice de Qualidade da Água de Bascarán IQAB dos açudes no período analisado.	78
Figura 6: Fluxograma com a descrição dos métodos avaliativos aplicados no estudo.	94
Figura 7: Diagrama de Piper no período chuvoso (primeiro semestre de cada ano).....	99
Figura 8: Diagrama de Piper no período de estiagem (segundo semestre de cada ano).....	101
Figura 9: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude Caxitoré.	104
Figura 10: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude Frios.	105
Figura 11: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude General Sampaio.....	106
Figura 12: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude Pentecoste.	107
Figura 13: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude Tejuçuoca.....	108
Figura 14: Fácies hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude Caxitoré.	109
Figura 15: Fácies hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude Frios.....	111
Figura 16: Fácies hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude General Sampaio.	113
Figura 17: Fácies hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude Pentecoste.....	114
Figura 18: Fácies hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude Tejuçuoca.	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Área e percentual da área dos municípios inseridos na região hidrográfica do Curu.	32
Tabela 2: Reservatórios selecionados para o estudo.	35
Tabela 3: Interpretação do índice de saturação de Langelier (LSI).	42
Tabela 4: Interpretação do Índice de Estabilidade de Ryznar.	43
Tabela 5: Interpretação do Índice de Puckorius (PSI).	44
Tabela 6: Interpretação da Razão de Adsorção de Sódio e Condutividade Elétrica.	47
Tabela 7: Interpretação do carbonato residual de sódio.	49
Tabela 8: Parâmetros, pesos e fatores de normalização para cálculo do IQA tipo Bascarón.	57
Tabela 9: Índice de Saturação de Langelier nas águas dos Açudes.	58
Tabela 10: Índice de Estabilidade de Ryznar nas águas dos açudes avaliados.	59
Tabela 11: Índice de Incrustação de Puckorius para as águas dos açudes.	61
Tabela 12: Índice de Agressividade das águas para os açudes Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca.	62
Tabela 13: Resultados e inferências do Índice de Larson-Skold para as águas dos açudes ao longo do tempo.	64
Tabela 14: Resultados e inferências da CE e RAS para os açudes estudados.	67
Tabela 15: Residual de Carbonato de Sódio nas águas dos reservatórios analisados.	69
Tabela 16: Evolução semestral do índice de permeabilidade em porcentagem (%) nos Açudes estudados.	71
Tabela 17: Variação temporal da Razão de Magnésio nos açudes.	73
Tabela 18: Valores e indicação dos resultados da Razão de Kelly nas águas dos açudes.	75
Tabela 19: Descrições de cada subcampo para o Diagrama de Chadha.	95
Tabela 20: Sumário das razões iônicas em meq/L.	96
Tabela 21: Interpretação do processo de troca iônica dos CAIs.	96
Tabela 22: Média dos valores de CAI 1 e CAI 2 calculados para cada reservatório do estudo.	116
Tabela 23: Mapeamento difuso dos processos hidroquímicos dominantes nos reservatórios do estudo (intervalo de 2018 a 2023).	117

LISTA DE ABREVIATURAS

APHA	American Public Health Association
pH	Potencial hidrogeniônico
IOCS	Inspetoria de Obras Contra as Secas
DNOCS	Departamento Nacional de Obras Contra as Secas
SUDENE	Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste
FUNCeme	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
SO_4^{2-}	Sulfato
Cl^-	Cloreto
Na^+	Cátions sódio
K^+	Potássio
Ca^{2+}	Cálcio
CO_3^{2-}	Carbonato
HCO_3^-	Bicarbonato
Mg^{2+}	Magnésio
Na^+	Sódio
S	Sul
W	Oeste
SRH	Secretaria de Recursos Hídricos
COGERH	Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
RMQA	Rede de Monitoramento Contínuo da Qualidade da Água
NaCl	Cloreto de sódio
OH^-	Hidroxila
H^+	Hidrônio
IQA	Índice de qualidade de água
ISL	Índice de estabilidade de Langelier
FAO	Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação
SAR	Sodium Adsorption Ratio
OMS	Organização Mundial da Saúde
$\mu\text{S}/\text{cm}$	MicroSiemens por centímetro

SUMÁRIO

1 MOTIVAÇÃO DO ESTUDO.....	19
1.1 Introdução	19
1.2 Motivação da pesquisa.....	21
1.3 Hipótese principal do trabalho	22
1.4 Objetivos.....	23
1.4.1 <i>Objetivo geral</i>	23
1.4.2 <i>Objetivos específicos</i>	23
1.5 Estrutura do trabalho.....	23
2 ÁREA DE ESTUDO: Condicionantes Ambientais do Trópico Semiárido - o caso do Ceará, Nordeste do Brasil.....	25
2.1 Introdução	25
2.2 A gestão de recursos hídricos no Ceará - características e relevância estratégica.....	29
2.2.1 <i>A Bacia do Curu - clima, litologia e vegetação</i>	30
2.2.2 <i>Os reservatórios do estudo (Aspectos Ambientais e Técnicos)</i>	31
3 VARIAÇÃO DE ÍNDICES DE QUALIDADE IÔNICA DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS NA BACIA DO CURU, CEARÁ	36
3.1 Introdução	36
3.1.1 <i>Importância dos índices de qualidade de água</i>	37
3.2 O conteúdo iônico e seus índices de qualidade	38
3.2.1 <i>Estabilidade da água</i>	39
3.2.2 <i>Índice de Saturação de Langelier (LSI)</i>	41
3.2.3 <i>Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI)</i>	42
3.2.4 <i>Índice de Incrustação de Puckorius (PSI)</i>	43
3.2.5 <i>Índice de Agressividade (IA)</i>	44
3.2.6 <i>Índice de Larson-Skold (ILS)</i>	44
3.3 Índices de qualidade da água para uso na irrigação.....	45
3.3.1 <i>Razão de Adsorção Sódio (RAS)</i>	46
3.3.2 <i>Residual de Carbonato de Sódio (RCS)</i>	48
3.3.3 <i>Razão de Magnésio (RMg%)</i>	49
3.3.4 <i>Índice de Permeabilidade (IP)</i>	50
3.3.5 <i>Razão de Kelly (RK)</i>	52
3.4 Índice de Qualidade de Água	53
3.4.1 <i>Indice de qualidade da água de Bascarán - IQAB</i>	54
3.5 Metodologia	54
3.5.1 <i>Dados dos reservatórios em estudo</i>	54

3.5.2	<i>Índices Aplicados</i>	55
3.5.2.1	<i>Estabilidade da água</i>	55
3.5.2.2	<i>Qualidade da água para uso na irrigação</i>	56
3.5.2.3	<i>IQA de Bascarón (IQA_B)</i>	56
3.6	Resultados e Discussão	57
3.6.1	<i>Índices de Estabilidade da Água</i>	57
3.6.1.1	<i>Índice de Saturação de Langelier</i>	57
3.6.1.2	<i>Índice de Estabilidade de Ryznar.....</i>	58
3.6.1.3	<i>Índice de Incrustação de Puckorius.</i>	60
3.6.1.4	<i>Índice de Agressividade.</i>	61
3.6.1.5	<i>Índice de Larson-Skold.....</i>	63
3.6.2	<i>Índices de qualidade da água para uso na irrigação</i>	65
3.6.2.1	<i>Razão de Adsorção de Sódio</i>	65
3.6.2.2	<i>Residual de Carbonato de Sódio – RCS.....</i>	68
3.6.2.3	<i>Índice de Permeabilidade - IP</i>	70
3.6.2.4	<i>Razão de Magnésio – RMg.....</i>	72
3.6.2.5	<i>Razão de Kelly – RK</i>	74
3.6.3	<i>Índice de Qualidade da Água.....</i>	76
3.6.3.1	<i>Teste de Tukey</i>	79
4	MAPEAMENTO DE PROCESSOS HIDROQUÍMICOS VIA DIFUSA E PROBABILÍSTICA EM RESERVATÓRIOS DO CEARÁ, TRÓPICO SEMIÁRIDO	81
4.1	Introdução	81
4.2	Mapeamento de processos.....	82
4.3	Razões iônicas e processos hidroquímicos em águas superficiais.....	84
4.3.1	<i>Mecanismos hidroquímicos</i>	85
4.3.2	<i>Conteúdo químico das águas nos reservatórios</i>	87
4.3.2.1	<i>Constituintes maiores</i>	88
4.3.2.2	<i>Constituintes menores</i>	89
4.4	Importância de ponderação de razões iônicas para explicar processos hidroquímicos em reservatórios do trópico semiárido	90
4.4.1	<i>Método por Número Difuso</i>	91
4.4.2	<i>Método por Número Difuso Triangular</i>	92
4.5	Metodologia	93
4.5.1	<i>Processamento Hidroquímicos</i>	94
4.5.2	<i>Análise estatística</i>	97
4.6	Resultados e Discussão	98

4.6.1	<i>Processos Hidroquímicos</i>	98
4.6.2	<i>Matriz de Correlação de Pearson.</i>	121
5	CONCLUSÃO	124
5.1	Sugestões e Recomendações	127
5.2	Referências	128

1 MOTIVAÇÃO DO ESTUDO

1.1 Introdução

A água é um recurso natural limitado e essencial para o funcionamento da vida, por isso, garantir a qualidade da água permite um uso mais eficiente desse recurso. Dessa maneira, resta claro a necessidade da água para a sobrevivência humana e para a realização das mais variadas atividades, pois a água é fundamental para a vida, sua importância abrange a sobrevivência humana, a conservação da biodiversidade e as relações entre seres vivos e ambientes naturais (Bacci; Pataca, 2008; Mota, 2020; Damasceno et al., 2021). No entanto, para que seja possível o seu consumo e sua utilização, importa que ela seja de qualidade, respeitando os níveis ideais de conteúdo.

Conhecer as características das águas armazenadas nos reservatórios do Nordeste brasileiro é de grande importância diante do aumento previsto na demanda hídrica. A escassez de água representa um desafio persistente para a população da região, especialmente durante os períodos prolongados de estiagem, o que reforça a necessidade de uma gestão eficiente dos recursos hídricos. Embora a baixa pluviometria seja um fenômeno cíclico, as ações adotadas para enfrentá-la têm, em sua maioria, se limitado a soluções de curto prazo, frequentemente incompatíveis com as especificidades ambientais da região (Silva; Nobre, 2016; Sarah et al., 2025).

Entre os parâmetros que definem a qualidade da água, destacam-se os teores iônicos, cuja variação resulta de processos naturais e antrópicos. A compreensão dos mecanismos hidroquímicos que atuam nos reservatórios do Ceará é, portanto, fundamental para a avaliação da aptidão dessas águas para diversos usos, especialmente o abastecimento humano, a agricultura e a indústria. O monitoramento sistemático das características químicas e físicas da água permite identificar padrões de salinização, processos de degradação da qualidade e fatores limitantes ao uso múltiplo das águas armazenadas (Valcarcel Rojas et al., 2020).

Sob o contexto a qualidade no meio natural, o mapeamento dos mecanismos hidroquímicos consiste no estudo das características físico-químicas das águas e dos processos que as afetam, como a interação com os solos, as rochas e os materiais orgânicos presentes nos reservatórios. Para Santos (2016), a determinação da composição química é imprescindível para avaliar a qualidade da água e estabelecer os usos mais congruentes, bem como para identificar as causas das diferenciações hidroquímicas.

Especificamente, a qualidade da água dos reservatórios é influenciada pela geologia e pela hidrogeologia da região, bem como pelas atividades humanas, por isso o mapeamento

dos mecanismos hidroquímicos permitirá uma melhor compreensão da relação entre os processos químicos e a qualidade da água, auxiliando na gestão eficiente dos recursos hídricos.

No caso específico dos reservatórios do Ceará, os principais mecanismos hidroquímicos observados estão associados à lixiviação de compostos químicos presentes no solo, à intensificação das atividades antrópicas, sobretudo a agricultura intensiva e a exploração de recursos naturais, e à variabilidade climática regional. Esses fatores, combinados, afetam diretamente a qualidade da água, restringem seu uso e elevam os custos de tratamento, agravando o cenário de escassez hídrica já existente (Franca, 2021).

Diante disso, torna-se evidente que o aprofundamento do conhecimento sobre os processos hidroquímicos em reservatórios do semiárido é fundamental para subsidiar políticas públicas eficazes, fortalecer a gestão integrada dos recursos hídricos e assegurar o acesso à água de qualidade para a população e para o desenvolvimento das atividades econômicas da região.

1.2 Motivação da pesquisa

O Ceará, sofre cicличamente com a escassez de água, sendo a disponibilidade hídrica um desafio para a população, setores agrícolas e industriais. Assim, a construção de reservatórios é uma medida adotada para o armazenamento de água e atenuação dos efeitos da seca, porém a qualidade da água nesses reservatórios pode ser uma preocupação.

O Estado do Ceará, inserido no semiárido do Nordeste brasileiro, teve a evolução da sua Política de Recursos Hídricos influenciada diretamente pelos ciclos de seca, cujos impactos gerados desencadearam ações governamentais reativas, iniciadas pelo Governo Federal, indo desde a fase hidráulica, com a construção de grandes açudes, como o Açude Cedro (1890-1906), idealizado após a seca de 1877-1879, passando pela criação de instituições permanentes, como a Inspetoria de Obras Contra as Secas – IOCS (1909), hoje Departamento Nacional de Obras Contra as Secas – DNOCS (1945), e a Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE (1959), criadas após a seca de 1958, chegando à década de 80, quando, em decorrência da demanda crescente, resultante do crescimento urbano, industrial e agrícola, a água disponível tornou-se escassa, impondo a necessidade da elaboração de mecanismos de planejamento e gestão dos usos dos recursos hídricos (Ceará, 2010, p. 14)

Embora o estado do Ceará possua um bom sistema de gestão dos recursos hídricos, os problemas de disponibilidade de água ainda persistem, principalmente durante os períodos de estiagem, devido às condições de semi-aridez que afetam grande parte do território cearense. De acordo com Neto (2017) e Machado et al., (2021), a construção de reservatórios superficiais, conhecidos como açudes, foi a principal medida adotada para combater a seca. No entanto, apesar de significativos, os resultados não foram suficientes para suprir a demanda de água da população. A ineficiência na gestão dos recursos hídricos também contribuiu para a persistência dos problemas no abastecimento de água na região.

Reconhecendo-se a seca como um problema de Estado, buscou-se, com base no conhecimento acumulado sobre o fenômeno, uma solução hidráulica fundamentada na ideia de acumular água dos períodos chuvosos em reservatórios para utilização durante a estiagem (Campos, 2014). Nesse contexto, a seca era encarada como um evento a ser combatido, e o objetivo principal era garantir a permanência do homem no campo (Nunes; Medeiros, 2020).

As políticas públicas voltadas aos recursos hídricos passaram por importantes transformações, a partir de meados do Século XX (Medeiros; Sivapalan, 2020), inserindo-se de forma mais clara na agenda global, com o tema ambiental associado aos debates sobre desenvolvimento econômico.

Assim, o estudo voltou-se para a análise desses reservatórios de água. Porém, mesmo que eles contribuam para o abastecimento desse Estado e possibilite a utilização da água para múltiplos usos, como o consumo humano e agricultura, muitos reservatórios não possuem os índices corretos de qualidade para a sua funcionalidade. A qualidade da água é essencial para os usos ecológicos e humanos, podendo ser afetada pelos diferentes usos e comprometendo sua utilização em diversos fins (SRH, 2018).

Dessa maneira, foi levantada a questão da qualidade dessas águas para esses fins, uma vez que devido ao clima tropical da região, elas estão sujeitas a grandes níveis de evaporação, e suscetíveis ao processo de salinização, que acaba impedindo o seu uso e comprometendo a sua qualidade. O fenômeno da salinização é um importante fator a ser discutido em análises hidroquímicas, levando a verificação da contribuição dos íons presentes na solução para o reconhecimento da condição salinizada (Carvalho; Souza, 2022).

Ademais, segundo a Secretaria de Recursos Hídricos (2023), dos reservatórios monitorados pelo Estado nas doze regiões hidrográficas do Ceará, afirma que as regiões do Rio Curu, Sertões de Crateús e Médio Jaguaribe, encontra-se risco de não atendimento aos usos outorgados, especialmente o abastecimento humano, conforme princípio da Política Estadual de Recursos Hídricos.

Dessa forma, a motivação por trás dessa tese é contribuir para o conhecimento técnico-científico sobre a qualidade da água em reservatórios do Ceará, permitindo a implementação de medidas de gestão adequadas, à preservação do meio ambiente e a promoção da saúde pública. Esse estudo também poderá fornecer subsídios para a tomada de decisões no âmbito social, econômico e político, visando a sustentabilidade hídrica.

1.3 Hipótese principal do trabalho

As variações sazonais influenciam de forma significativa os processos hidroquímicos e a qualidade da água dos reservatórios da Bacia do Curu, sendo essas alterações moduladas pela interação entre fatores geológicos, climáticos e antrópicos.

1.4 Objetivos

1.4.1 *Objetivo geral*

Identificar e caracterizar os mecanismos hidroquímicos dominantes que influenciam a qualidade da água nos reservatórios Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca, localizados na Bacia do Curu, Ceará, considerando as variações sazonais, os condicionantes geológicos, climáticos e antrópicos, por meio de ferramentas hidrogeoquímicas, estatísticas e índices de qualidade da água.

1.4.2 *Objetivos específicos*

- Identificar o conteúdo iônico principal descritor da qualidade da água nos reservatórios do estudo;
- Determinar diferentes índices iônicos de qualidade da água;
- Identificar os principais processos hidroquímicos que ocorrem nas águas dos reservatórios do estudo;
- Examinar a influência da variação do volume disponível nos reservatórios, indicador da variação da quadra chuvosa, sobre a qualidade da água.

1.5 Estrutura do trabalho

A presente pesquisa foi estruturada em cinco capítulos. O capítulo inicial correspondeu à introdução geral do tema abordado na tese, apresentando a hipótese central, a justificativa do estudo, os objetivos propostos e a organização do trabalho. Nessa seção, foi contextualizada a problemática da pesquisa, com ênfase na importância de compreender os mecanismos hidroquímicos que influenciam a qualidade da água em reservatórios localizados no estado do Ceará. Foram destacadas, ainda, as questões relacionadas à conservação e ao uso eficiente dos recursos hídricos, além da apresentação dos conceitos fundamentais que orientam os capítulos subsequentes.

A justificativa discutiu os principais desafios enfrentados na gestão dos reservatórios nessa realidade climática, ressaltando a necessidade de identificar e analisar os elementos físico-químicos que afetam a composição da água armazenada. Enfatizou-se, também, a carência de investigações regionais voltadas à temática e o potencial deste trabalho

em preencher lacunas existentes na literatura, subsidiando estratégias de planejamento e manejo hídrico.

As hipóteses foram formuladas com base na revisão teórica e nos dados obtidos ao longo do estudo, sendo avaliadas por meio das análises desenvolvidas nos capítulos seguintes, com o objetivo de confirmar ou refutar as relações propostas entre os parâmetros ambientais e a qualidade da água.

O Capítulo 2 abordou a caracterização da área de estudo, incluindo aspectos ambientais, físicos e climáticos dos principais reservatórios da Bacia do Curu. Discutiram-se, ainda, os impactos das mudanças climáticas sobre os corpos hídricos artificiais e os desafios relacionados à gestão dos recursos hídricos no contexto analisado.

O Capítulo 3 concentrou-se na análise da variação dos índices de qualidade da água, com ênfase em parâmetros iônicos relevantes para usos como irrigação e abastecimento humano. Foram avaliados dados de cinco reservatórios ao longo de diferentes períodos, buscando compreender sua evolução e implicações práticas.

O Capítulo 4 foi dedicado à aplicação de métodos baseados em lógica difusa e estatística probabilística para interpretar padrões de variação e estabelecer inferências sobre a composição das águas superficiais. Foram utilizados modelos matemáticos e índices derivados de razões iônicas com o intuito de mapear comportamentos representativos nos reservatórios estudados.

Por fim, o Capítulo 5 apresentou as conclusões do trabalho, reunindo os principais achados e suas contribuições para a gestão dos recursos hídricos. Também foram feitas sugestões para futuras investigações, com base nas limitações e resultados obtidos. Esta pesquisa inclui, ainda, as referências bibliográficas utilizadas e os apêndices com dados complementares considerados relevantes para a análise.

Com essa estrutura, o trabalho forneceu uma avaliação integrada da composição e qualidade das águas em reservatórios cearenses, contribuindo com subsídios técnicos e científicos para práticas de monitoramento e manejo sustentável dos recursos hídricos.

2 ÁREA DE ESTUDO: Condicionantes Ambientais do Trópico Semiárido - o caso do Ceará, Nordeste do Brasil

2.1 Introdução

O clima do trópico semiárido, como no caso do Ceará, é caracterizado por uma estação chuvosa curta e intensa, seguida por uma longa estação seca. As chuvas são geralmente concentradas entre os meses de janeiro a abril, sendo irregulares e de baixa quantidade. Essas condições climáticas, combinadas com a topografia irregular da região, contribuem para a escassez de água para abastecimento humano e para atividades agrícolas. O solo também é um fator limitante, sendo geralmente raso e com baixa capacidade de retenção de água.

Segundo a Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME (2012), o denominado Polígono das Secas é, em geral, caracterizado por distribuição irregular da precipitação hídrica, solos rasos, rios intermitentes, com exceção do Rio São Francisco, e escassos recursos hídricos subterrâneos. Tais características climáticas, pedológicas e hidrológicas, em detrimento do baixo poder de retenção de água da maior parte dos solos, torna ineficiente a utilização dos recursos hídricos em atividades agrícolas, tendo em vista a necessidade de água na maioria das práticas realizadas. (Matos, 2019, p. 16-17)

A litologia, que é o estudo das rochas e sua composição química, também exerce um papel importante. No Ceará, devido às características geológicas predominantes, que são formadas por rochas cristalinas, a disponibilidade dos recursos hídricos subterrâneos é limitada. Essas rochas possuem baixa permeabilidade, o que dificulta a recarga de aquíferos subterrâneos e a formação de corpos d' água permanentes (Zanella, 2014).

Também, a predominância de rochas ígneas e, especialmente, as rochas metamórficas, impõem que as águas de substrato fiquem retidas em fraturas e falhas nas rochas, que frequentemente são irregulares, com dimensões e espessuras limitadas. Isso resulta em baixas taxas de fluxo de água na maioria dos casos (IPECE; Carvalho, 2017). Por interconexão, a litologia na região pode influenciar a qualidade das águas superficiais, destacadamente nos reservatórios.

Outrossim, a presença de diferentes minerais nas rochas pode levar à dissolução de diferentes compostos químicos na água, afetando sua acidez, alcalinidade e concentração de sais. Por exemplo, rochas sedimentares ricas em carbonato de cálcio podem resultar em águas subterrâneas com alto teor de cálcio. Essas características químicas da água são importantes para seu uso em irrigação, consumo humano e atividades industriais. Segundo Lopes (2022), a maioria dos processos industriais requer que a água atenda aos parâmetros microbiológicos,

físicos, químicos e radioativos estabelecidos pela legislação, além de ser potável e não oferecer riscos à saúde.

Da mesma maneira, considerar a vegetação do trópico semiárido é essencial para que se possa compreender a sua importância e relação com a água, sobretudo a de mananciais como os reservatórios artificiais. Na região predominam espécies xerófitas, que possuem mecanismos de sobrevivência como raízes profundas, presença de espaços intercelulares para armazenamento de água e folhas modificadas, como espinhos ou reduzidas, para minimizar a perda de água por evapotranspiração. Durante os períodos de estiagem e seca, que são frequentes na região, a disponibilidade de água se torna escassa, afetando não apenas os seres humanos, mas também os animais. Diante dessa escassez, as plantas xerófilas encontradas no sertão desenvolveram estratégias de sobrevivência e conseguiram se adaptar a essas condições adversas (Souza Filho, 2018; Gall, 2019).

Outro atributo ambiental importante é a ocorrência de solos pobres e pouco férteis, sendo a baixa quantidade de matéria orgânica e nutrientes nos solos do trópico semiárido um dos motivos que dificulta o crescimento das plantas e a agricultura. Na combinação com o perfil climático é comum a presença de espécies adaptadas ao clima árido, como cactos, plantas suculentas e arbustos espinhosos, assim, a maior parte do território é ocupada por uma vegetação xerófila denominada Caatinga. Essas plantas são adaptadas ao estresse hídrico e às altas temperaturas, tornando-as uma opção para o desenvolvimento da região (Kill; Porto, 2019).

Muitos animais desenvolveram adaptações para enfrentar as condições adversas, incluindo capacidade de armazenar água, hábitos noturnos para evitar o calor diurno e mecanismos fisiológicos como a estimação, contribuindo para sua sobrevivência na região.

Essas condições ambientais tornam o Ceará propenso a eventos de seca e desertificação. Logo, verifica-se que onde domina o Bioma Caatinga a semiaridez é bem caracterizada, ocorrendo insuficiência de precipitações com uma evidente irregularidade temporal e espacial, temperaturas elevadas e fortes taxas de evaporação. Essas áreas também são classificadas como Áreas Susceptíveis à Desertificação (Sávio, 2022). Dessa forma, é importante o desenvolvimento de medidas de manejo sustentável dos recursos hídricos e implementação de práticas de conservação do solo e da vegetação para minimizar os impactos das condições ambientais adversas.

2.2.1 Mudança climática e qualidade da água – contexto no semiárido brasileiro

A tendência de mudança climática tem se mostrado um desafio cada vez mais evidente e preocupante em todo o mundo. No caso do semiárido brasileiro, região que já é naturalmente afetada, teme-se por potencial intensificação de incertezas.

A intensa variabilidade climática na região Nordeste, em particular no nosso estado, imputou um grande desafio ao gerenciamento das águas e, para tanto, é imprescindível que as informações de tempo e clima geradas pelos sistemas de monitoramento e previsão sejam utilizadas no planejamento e operações do setor de recursos hídricos. O prolongado período de seca 2012-2016 reforçou a necessidade de se conceber e implementar uma gestão mais proativa em relação ao fenômeno que é característico da região semiárida, substituindo a gestão de crise (emergencial) por uma gestão de risco, que inclui monitoramento, planejamento e antecipação de ações mitigadoras. (Ceará, 2010, p. 34)

Um dos impactos diretos do cenário de mudança climática no semiárido brasileiro é sobre os estoques hídricos, bem como redução da qualidade. Cabe destacar que o semiárido brasileiro e seu caráter climático já tinha registros desde a colonização do país (Pereira; Cuellar, 2015).

Sob condições de extremos, no caso de déficit hídrico o efeito diluição e reduzido, o que causa incremento na concentração de poluentes. No caso oposto, com excedente pluviométrico, há crescimento de carga poluente para os corpos aquáticos. Em ambos os casos, há comprometimento da qualidade da água consumida nos mais diversos fins.

O tensor climático também atua sobre as águas subterrâneas, com elevação do risco de contaminação dos lençóis freáticos e poços artesianos. O uso das águas subterrâneas no Nordeste aumentou com urgência devido à escassez de água na região, mas foi feito de forma desorganizada e sem planejamento, sendo necessário estudos para entender o comportamento dos sistemas e estabelecer programas de gerenciamento e monitoramento desses recursos (Aguiar, 2017).

Ademais, as mudanças climáticas e as consequentes secas provocam mais um efeito colateral que coloca em risco a saúde do homem e do meio ambiente, pois além da disponibilidade de água a qualidade dela também é comprometida, pois na estiagem, por exemplo, há menos recurso hídrico disponível para diluir contaminantes, podendo elevar os níveis de salinização da água e impossibilitar a sua utilização. Dessa maneira, a evaporação diminui a umidade do solo, porém, praticamente não elimina sais, de forma que a solução do solo se torna mais salina à medida que o solo seca (Almeida, 2010; Lopes et al., 2022).

Nesse contexto, a pequena quantidade de água remanescente nos reservatórios tende a apresentar concentrações elevadas de poluentes e substâncias tóxicas, configurando um

sério risco à saúde humana e aos ecossistemas. Além disso, as secas prolongadas favorecem a proliferação de algas potencialmente tóxicas em corpos d'água, agravando ainda mais a contaminação e tornando a água imprópria para o consumo humano e animal. humana e para os ecossistemas.

2.2.2 Importância de reservatórios artificiais no Ceará, Nordeste do Brasil

Conforme já destacado, o Nordeste do Brasil tem elevada vulnerabilidade hídrica, com impacto sobre o desenvolvimento socioeconômico regional (Azevêdo, 2017; Pereira, 2020). Uma importante estratégia adotada tem sido o armazenamento de água em reservatórios artificiais. Tal enfoque tem se mostrado viável, pois os reservatórios mitigam os impactos das secas, garantindo o abastecimento de água durante períodos de escassez e minimizando os prejuízos causados pela falta de chuvas.

2.2.3 Reservatórios no semiárido cearense e a hidroquímica presente

A hidroquímica dos reservatórios no semiárido brasileiro é tema relevante devido às características peculiares desta região. No estado do Ceará, a gestão dos reservatórios se torna essencial devido à demanda crescente de abastecimento humano e à sua importância estratégica para garantir o fornecimento de água (Franca, 2021). No entanto, a qualidade da água desses reservatórios muitas vezes é comprometida devido a diversas influências, tanto naturais quanto antrópicas.

O Ceará apresenta solos com alto teor de sais, o que acaba afetando a qualidade da água. Além disso, atividades agronômicas e o lançamento de efluentes contribuem para o aumento da salinidade. A salinidade elevada causa diversos problemas, como a diminuição da disponibilidade de água para consumo humano e animal, a redução da viabilidade de culturas agrícolas e a deterioração da qualidade do solo.

Outro aspecto importante é a presença de metais pesados na água dos reservatórios. Esses metais podem ser provenientes tanto de fontes naturais, como rochas, quanto de atividades humanas, como mineração e indústrias. A presença de metais pesados na água altera profundamente a vida aquática, despertando preocupações ambientais devido à não biodegradabilidade dos metais, que podem se acumular na biota aquática (Sampaio, 2003; Angon et al., 2024).

Em geral, porém, atenção é dada ao aspecto salinidade e indicadores de uso. Por exemplo, algumas localidades podem dispor de água bruta de baixa qualidade que, devido a um

tratamento inadequado, não é considerada apropriada para o consumo pela população (Ceará, 2008).

Para lidar com esses desafios, é necessário implementar medidas de monitoramento e gestão dos reservatórios. Assim, é importante realizar análises periódicas da qualidade da água, buscando identificar a presença de contaminantes e adotar medidas corretivas quando necessário. Além disso, a análise hidroquímica de águas superficiais e subterrâneas, junto com o contexto geológico, é essencial para identificar processos de salinização e garantir água de qualidade para as populações rurais do semiárido nordestino (Valcarcel Rojas et al., 2020).

A hidroquímica dos reservatórios no semiárido brasileiro é um campo de estudo complexo. Também, importa implementar medidas efetivas para minimizar os impactos da salinidade, presença de metais pesados e contaminação microbiológica, visando preservar o abastecimento de água e a saúde da população (Sudene, 2017).

2.2 A gestão de recursos hídricos no Ceará - características e relevância estratégica

A gestão de recursos hídricos no Ceará é um desafio estratégico para o desenvolvimento sustentável local (ERH, 2018; Ceará, 2023). Este sistema é importante não apenas para garantir o abastecimento de água à população, mas também para sustentar atividades produtivas, como a agricultura e a indústria, e para preservar os ecossistemas.

A infraestrutura de gestão hídrica no Ceará é baseada em uma extensa rede de reservatórios, açudes e obras de captação e armazenamento durante o período chuvoso, garantindo que ela esteja disponível durante as secas. Entre os principais reservatórios estão o Açude Castanhão, o maior do estado, o Orós e o Banabuiú, com relevante função estratégica (Ceará, 2022). A água armazenada nesses reservatórios é redistribuída entre diferentes localidades, conforme a demanda e a intensidade da seca, o que garante um controle rigoroso do recurso hídrico, minimizando desperdícios e otimizando o uso em momentos críticos.

O Ceará tem se destacado ainda na implementação de sistemas de interligação hídrica. Projetos como o Cinturão das Águas do Ceará (CAC) e o canal de integração com o Rio São Francisco são exemplos notáveis da estratégia de integração de bacias hidrográficas. Essas obras permitem a redistribuição de água entre diferentes regiões do estado, especialmente entre as áreas mais secas, que enfrentam desafios constantes, e as regiões com maior disponibilidade de água. O CAC, por exemplo, conecta-se às bacias hidrográficas do Ceará, permitindo que a água captada de uma bacia seja direcionada para outras, de modo a mitigar os impactos da seca prolongada e melhorar a segurança hídrica (SOHIDRA, 2023). Já o canal de

integração com o Rio São Francisco, uma das maiores obras de infraestrutura hídrica do Brasil, amplia ainda mais a capacidade do estado em períodos de seca severa, aumentando a resiliência do estado diante das variações climáticas e da seca prolongada (Ceará. 2023).

A gestão hídrica cearense também se beneficia do uso de tecnologias de monitoramento e controle, que são essenciais para a tomada de decisões em tempo real. A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) mantém um sistema de monitoramento que acompanha constantemente o nível e a qualidade da água em reservatórios e rios estratégicos (Ceará, 2009). Esse controle permite ajustes rápidos na distribuição e contribui para o uso racional e eficiente dos recursos, evitando desperdícios e garantindo que a água chegue às áreas prioritárias.

O sistema de gestão hídrica trata ainda de temas relacionados à educação ambiental, voltados para a conservação e o uso racional da água. Durante os períodos de seca, a gestão hídrica no estado adota medidas de conscientização para reduzir o desperdício de água, promovendo campanhas educativas que buscam sensibilizar a população sobre a importância do consumo responsável (Ceará, 2016). Além disso, o estado adota restrições e regulamentações para o uso da água em atividades industriais e agrícolas, garantindo que as necessidades mais urgentes, como o abastecimento da população e a produção de alimentos, sejam atendidas de maneira prioritária. Nesse sentido, o Ceará tem se destacado pela implementação de políticas públicas que visam ao uso sustentável da água.

2.2.1 A Bacia do Curu - clima, litologia e vegetação

A Bacia do Curu, localizada no estado do Ceará, destaca-se como um exemplo notável das interações complexas entre os fatores climáticos, litológicos, vegetacionais e a gestão de recursos hídricos, especialmente por meio do uso de reservatórios artificiais. Esses reservatórios, portanto, desempenham um papel essencial na mitigação dos efeitos da variabilidade climática da região, caracterizada por um clima tropical semiárido.

A litologia da bacia, caracterizada por formações sedimentares, exerce uma influência direta na construção e funcionalidade dos reservatórios. Assim, os solos originados dessas formações, apresentam propriedades que afetam a impermeabilidade e a infiltração, fatores cruciais para a seleção dos locais destinados à construção de açudes e barragens (COGERH, 2021). Solos argilosos, por exemplo, oferecem maior capacidade de retenção de água, otimizando o desempenho dessas estruturas. Além disso, o manejo adequado do solo ao

redor dos reservatórios, é essencial para mitigar processos de erosão e sedimentação, que podem comprometer sua capacidade de armazenamento e vida útil (COGERH, 2021).

A vegetação, tipicamente composta por espécies adaptadas ao bioma caatinga, desempenha uma função crucial na conservação hídrica da bacia. Essa vegetação, por sua vez, não apenas contribui para a regulação da umidade do solo, mas também minimiza os processos erosivos que ameaçam a sustentabilidade dos reservatórios artificiais (Sá; Silva, 2010). Em particular, a vegetação ripária, encontrada nas margens dos corpos hídricos, protege contra a sedimentação excessiva, preservando a qualidade da água.

A interação entre os fatores climáticos, litológicos, vegetacionais e os reservatórios artificiais, é central para a sustentabilidade da Bacia do Curu, pois esses reservatórios, não apenas garantem o abastecimento hídrico, mas também contribuem para a resiliência ambiental, permitindo atividades como irrigação e pesca, que sustentam economicamente as comunidades locais.

Contudo, a gestão sustentável desses recursos exige uma abordagem integrada e cuidadosa. Políticas públicas, portanto, devem priorizar o uso racional da água, garantindo a distribuição equitativa entre os diferentes setores da sociedade. A educação ambiental e a conscientização sobre a importância da preservação dos recursos hídricos, por outro lado, são igualmente indispensáveis para assegurar que as futuras gerações possam continuar a usufruir dos serviços ecossistêmicos oferecidos pela bacia (Cunha; Augustin, 2014).

2.2.2 Os reservatórios do estudo (Aspectos Ambientais e Técnicos)

O estado do Ceará, situado na região semiárida do Nordeste brasileiro, abrange uma área geográfica compreendida entre as latitudes 02° 30' e 08° 52' S e as longitudes 37° 14' e 41° 30' W (Ceará, 2017). Este contexto geográfico é marcado por uma baixa e irregular pluviometria, o que torna a gestão hídrica um desafio premente. Para enfrentar a escassez de água e garantir o abastecimento humano, o estado conta com 247 reservatórios de médio a grande porte, estrategicamente distribuídos em suas principais bacias hidrográficas.

Esses reservatórios foram concebidos não apenas para atender às demandas de água potável, mas também para promover a irrigação, equilibrar a umidade do ar, e oferecer áreas destinadas ao lazer e à preservação ambiental. A importância desses corpos hídricos se estende para o fortalecimento da agricultura, a manutenção da biodiversidade local e o desenvolvimento de atividades recreativas que valorizam a cultura regional (Ceará, 2018).

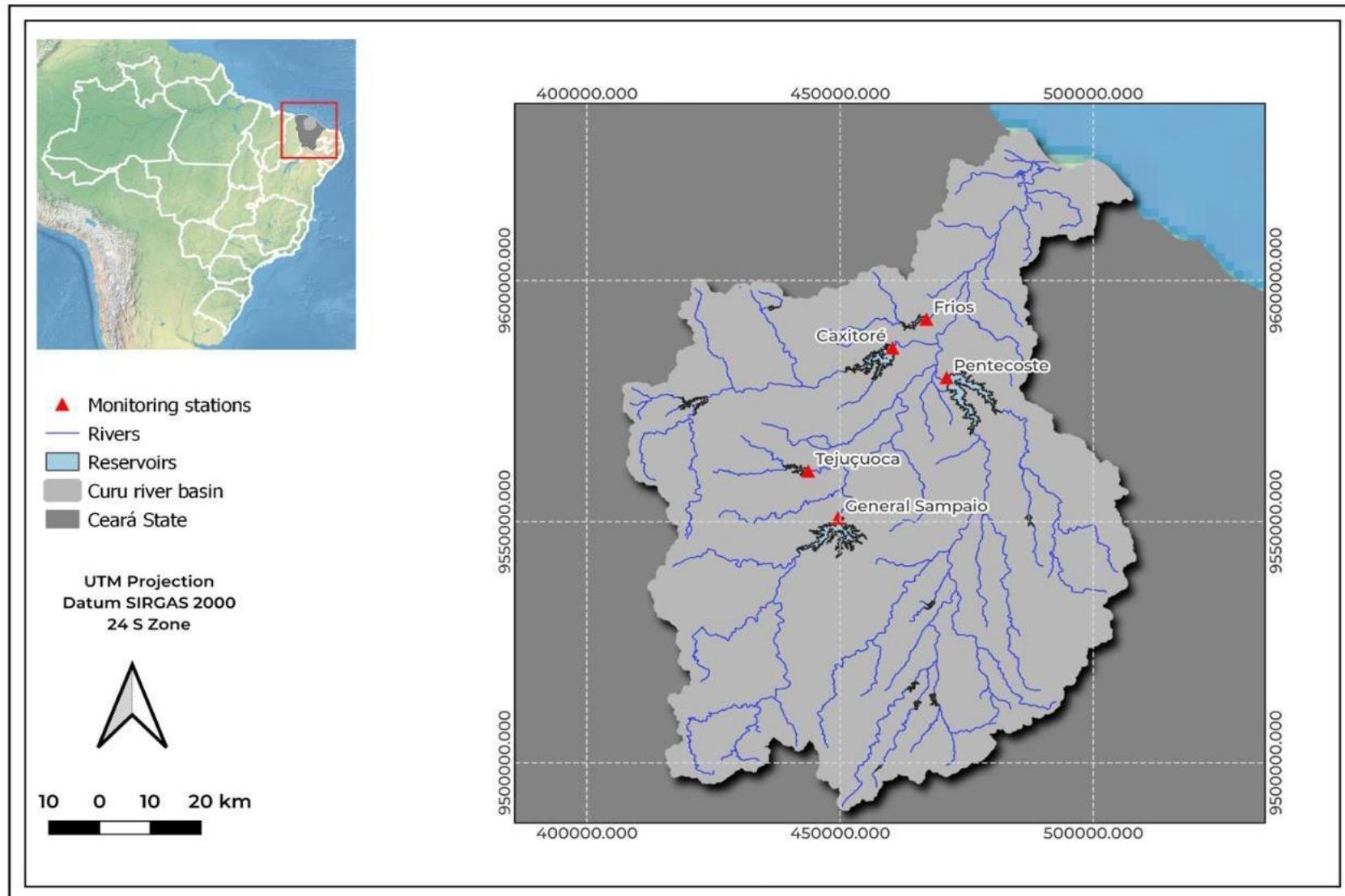
Desse modo, merece destaque a Bacia Hidrográfica do Curu (BC), localizada no Ceará, que é uma das regiões estratégicas para o abastecimento hídrico e a agricultura do estado, especialmente devido às condições climáticas adversas e à importância econômica das atividades que ali se desenvolvem. Com aproximadamente 8.621,83 km², a bacia abrange uma área com 23 cidades e comunidades, (ver Tabela 1), que dependem diretamente de suas águas para o abastecimento urbano, a irrigação agrícola e a criação de animais (COGERH, 2021). A Figura 1 contém um mapa da localização da Bacia do Curu e reservatórios do estudo, que estão descritos ao longo deste capítulo.

Tabela 1: Área e percentual da área dos municípios inseridos na região hidrográfica do Curu.

Município	Área do Município na BC (Km ²)	% da Área na BC (%)
Apuiarés	543,57	100
Aratuba	16,479	13,77
Canindé	2376,64	78,43
Caridade	925,59	100
General Sampaio	230,20	100
Guaramiranga	25,306	27,89
Irauçuba	432,39	29,50
Itapajé	429,62	99,48
Irarira	52,348	6,31
Maranguape	37,623	6,45
Mulungu	30,649	31,32
Pacoti	6,0892	5,42
Palmácia	3,0845	2,39
Paracuru	229,65	75,42
Paraipaba	222,95	77,14
Paramoti	538,79	100
Pentecoste	979,06	71,01
São Gonçalo do Amarante	310,18	36,84
São Luís do Curu	122,72	99,96
Tejuçuoca	0,8565	100
Tururu	39,114	19,45
Umirim	290,50	92,10
Uruburetama	7,4617	7,14

Fonte: adaptado de COGERH (2021).

Figura 1: Localização da bacias hidrográfica de Curu e os reservatórios do estudo.



Fonte: Autor (2025).

Em termos ambientais, a Bacia do Curu apresenta ecossistemas adaptados ao clima da região. A vegetação predominante é a Savana-Éstérica, característica da Caatinga, que possui espécies vegetais adaptadas à escassez de água, com capacidade de sobrevivência mesmo durante as secas prolongadas, já que possuem elementos xerófitos. A fauna local também é composta por espécies que resistem ao ambiente seco, mas tanto a flora quanto a fauna enfrentam ameaças devido ao impacto das atividades humanas, como o desmatamento para expansão da agricultura, que reduz as áreas de vegetação nativa. Esse desmatamento contribui para a degradação do solo e a ocorrência de erosão, aumentando o assoreamento dos rios e açudes da bacia. Esse processo de assoreamento reduz a capacidade dos reservatórios de armazenar água e compromete a qualidade dos recursos hídricos, o que agrava a escassez e impacta negativamente a biodiversidade local (COGERH, 2021).

A região hidrográfica do Curu conta com uma estrutura de reservatórios que desempenham um papel central na captação e armazenamento de água durante os períodos de chuva. O rio Curu possui uma extensão de 195 km corre preferencialmente no sentido sudoeste nordeste. Drena uma área de 8.750,75 Km², o equivalente a 6% do território cearense. Entre os reservatórios mais importantes, por serem de grande porte, são o açude General Sampaio, o açude Pentecoste e o açude Caxitoré. Esses reservatórios são fundamentais para garantir a segurança hídrica da região, permitindo que a água seja utilizada durante os períodos secos e possibilitando a prática da agricultura irrigada, especialmente a fruticultura, que é uma das atividades econômicas mais relevantes da bacia e contribui para a economia do Ceará (COGERH, 2021).

Neste estudo, foram analisados dados de cinco reservatórios. Os reservatórios selecionados para análise são: Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca. Esses corpos d'água representam diferentes condições geográficas e climáticas, permitindo um estudo abrangente dos processos hidroquímicos que ocorrem em cada um deles durante as variações sazonais. Todos são equipamentos são patrimônio do DNOCS (Departamento Nacional de Obras Contra as Secas), autarquia histórica e vinculada ao Ministério da Integração Regional.

Todos os reservatórios foram projetados para usos múltiplos, mas com foco primário sobre o abastecimento humano potável. À própria monta e forma, cada um tem desafios ambientais. A degradação da qualidade da água é preocupação crescente, exacerbada pelo aumento das atividades agrícolas e da urbanização nas áreas adjacentes (Cortez et al., 2017). Além disso, a pressão sobre os recursos hídricos, resultante do crescimento populacional,

impacta negativamente a vegetação nativa e a fauna local. Para mitigar esses desafios, a implementação de uma gestão eficaz e sustentável se torna imprescindível (Rabelo, 2022).

A promoção de práticas de conservação, como o reflorestamento das margens e o controle rigoroso do uso de produtos químicos na agricultura, pode contribuir significativamente para a proteção da qualidade da água e da biodiversidade local. Dessa forma, educação ambiental é outra ferramenta fundamental, pois a conscientização da população sobre a importância da preservação dos recursos hídricos e da manutenção de um ecossistema saudável é vital para o sucesso dessas iniciativas (ANA, 2017). A seguir, a Tabela 2 apresenta informações sobre os reservatórios do estudo.

Tabela 2: Reservatórios selecionados para o estudo.

Informação	Caxitoré	Frios	General Sampaio	Pentecoste	Tejuçuoca
Município	Umirim	Umirim	General Sampaio	Pentecoste	Tejuçuoca
Rio barrado	Caxitoré	Cal	Curu	Canindé	Tejuçuoca
Conclusão	1962	1989	1935	1957	1990
Porte	Grande	Médio	Grande	Grande	Médio
VT (Hm ³)	202,00	33,03	322,20	395,64	27,64
AT (Km ²)	27,25	10,02	47,39	58,00	8,47
AD (Km ²)	1253,3	274,3	1720,0	2840,0	234,4
H (m)	30,0 (7,4)	28,45 (3,3)	37,6 (6,8)	29,4 (6,8)	13,1 (3,3)

VT – capacidade máxima; AT – área do lago com capacidade máxima; AD – área de drenagem da bacia de contribuição; H – profundidade máxima do reservatório cheio e (h) profundidade média do reservatório cheio (VT/AT).

Fonte: Autor (2025).

3 VARIAÇÃO DE ÍNDICES DE QUALIDADE IÔNICA DA ÁGUA EM RESERVATÓRIOS NA BACIA DO CURU, CEARÁ

3.1 Introdução

A qualidade da água em ambientes de reservatórios é resultado da interação dinâmica entre processos naturais e antrópicos, cuja manifestação se expressa por meio de alterações físico-químicas e hidrogeoquímicas ao longo do tempo. Em regiões com alta variabilidade climática, essas alterações tendem a ser mais pronunciadas, especialmente no que diz respeito à concentração de sais dissolvidos, à estabilidade química da água e à adequação ao uso para irrigação ou consumo humano (Neto, 2017; Linhares et al., 2021).

Diante disso, os açudes desempenham um papel crucial como principais fontes de abastecimento das cidades e aglomerados urbanos na região do semiárido brasileiro. A água armazenada nesses reservatórios é, em grande parte, transportada por meio de sistemas de adutoras, que conectam os açudes às estações de tratamento urbano, de onde, após o devido tratamento, é distribuída até as residências para consumo (Funasa, 2016; Karunanidhi et al., 2020).

Apesar do papel fundamental dos açudes no abastecimento hídrico, a salinização é um dos problemas mais graves dos reservatórios. Por esse motivo, torna-se fundamental a análise de amostras de águas superficiais e subterrâneas com a devida caracterização hidroquímica das mesmas, a fim de reconhecer o processo de salinização, garantindo, desse modo, o acesso à água de melhor qualidade pelas populações do semiárido nordestino (Valcarcel et al., 2020).

Nesse contexto, os índices de qualidade iônica da água surgem como ferramentas valiosas para sintetizar e interpretar essa complexidade, permitindo uma avaliação objetiva das condições hidroquímicas em diferentes cenários (Paolinelli; Dourado Neto; Mantovoni, 2022). Esses índices, ao condensarem múltiplas variáveis em métricas específicas, fornecem diagnósticos sobre tendências de salinização, agressividade química, potencial de incrustação e desequilíbrios iônicos relevantes para o manejo de sistemas hídricos. Segundo Sawyer e McCarty (1978), a interpretação integrada de parâmetros iônicos oferece subsídios diretos para a tomada de decisões em sistemas de abastecimento e irrigação, especialmente quando se considera o risco de corrosão, incrustação ou salinização dos solos (Lanjwani et al., 2021).

Entretanto, a aplicação de tais índices na Bacia do Curu, se torna ainda mais relevante diante das flutuações sazonais intensas, da presença de diferentes formações

geológicas e da pressão exercida por múltiplos usos da água (COGERH, 2021). A variabilidade climática influencia diretamente a concentração relativa dos íons dissolvidos, tornando os índices sensíveis às alterações de volume útil dos reservatórios, à taxa de evaporação e ao aporte de solutos por escoamento superficial ou liberação de sedimentos (Sousa et al., 2020). De acordo com Hem (1985), os processos de concentração salina e troca iônica tendem a se intensificar durante os períodos de seca, provocando mudanças significativas nas características da água armazenada.

Além disso, a salinidade é um dos maiores problemas de qualidade para a irrigação, pois o acúmulo excessivo de sais no solo prejudica a saúde das plantas, pois dificulta a absorção de água e nutrientes, reduz a biodiversidade do ecossistema e afeta a qualidade de água.

3.1.1 Importância dos índices de qualidade de água

O monitoramento adequado da qualidade das águas requer o uso de métodos simples, objetivos e interpretáveis que levem em consideração as características específicas de cada corpo hídrico. Nesse sentido, os índices de qualidade de água têm sido amplamente utilizados para identificar possíveis alterações nos recursos hídricos ao longo do tempo e do espaço (Al-Harahsheh et al., 2023).

A literatura frequentemente faz referência a índices de qualidade da água que são baseados na opinião de especialistas e em métodos estatísticos, referidos índices apresentam certo grau de subjetividade, pois dependem da escolha das variáveis que serão consideradas como indicadores principais das alterações na qualidade da água. Por outro lado, esses índices também podem ser usados como ferramentas para avaliar a evolução espacial e temporal da qualidade da água. Assim, permitem que as mudanças ocorridas nos corpos de água sejam monitoradas diretamente, através da conversão de várias informações em um único resultado numérico (Meireles et al., 2010; Uddin et al., 2021; Al-Mashreki, et al., 2023).

A gestão da qualidade da água nas regiões afetadas pela variação da quadra chuvosa e pela salinidade exige um monitoramento constante e ações adaptativas. Segundo Costa et al. (2019), a implementação de sistemas de monitoramento de clima e de salinidade nas áreas de maior vulnerabilidade é fundamental para prever os períodos críticos e mitigar os efeitos da salinização. Essas ações podem incluir o tratamento de água por meio de tecnologias como a dessalinização, além do uso eficiente dos recursos hídricos.

Outro fator importante é a conservação das áreas de recarga hídrica, como os manguezais e as áreas de transição entre terra e mar, que atuam na regulação da salinidade e da

qualidade das águas. A degradação desses ecossistemas pode intensificar o avanço da salinidade nos reservatórios, especialmente em situações de seca. Portanto, além de estratégias de gestão hídrica, é necessário promover políticas de preservação ambiental para mitigar os impactos da salinização (Sousa et al., 2020).

Em suma, a variação da quadra chuvosa e a salinidade das águas nos reservatórios do Nordeste são questões interligadas que demandam soluções integradas. A adaptação às mudanças climáticas, o uso racional da água e a preservação ambiental são fatores essenciais para garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos na região. Assim, o enfrentamento desses desafios exigirá um esforço conjunto entre governos, pesquisadores e a população local, buscando minimizar os efeitos negativos da escassez de água e da salinização sobre a vida cotidiana no semiárido.

3.2 O conteúdo iônico e seus índices de qualidade

O conteúdo iônico em reservatórios de água determina a qualidade da água e sua adequação para diversos usos, como consumo humano, irrigação e atividades industriais, fato que os torna indispensáveis para a garantia da qualidade da água (Fu et al., 2025). Nesse sentido, os principais íons presentes em reservatórios incluem sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), cloreto (Cl^-), bicarbonato (HCO_3^-) e sulfato (SO_4^{2-}), sendo que sua concentração pode influenciar diretamente a potabilidade e o tratamento da água.

Com efeito, a presença de íons como o sódio em concentrações elevadas pode tornar a água salobra, tornando-a inadequada para consumo humano, enquanto a concentração de íons cálcio e magnésio pode afetar a dureza da água, impactando tanto a saúde quanto os processos industriais, como a formação de incrustações em tubulações (WHO, 2017).

Outrossim, os índices de qualidade da água em reservatórios são frequentemente avaliados por meio de parâmetros como a condutividade elétrica, que está diretamente relacionada à quantidade de íons dissolvidos na água. Nesse sentido, quando a condutividade é elevada, isso indica uma maior concentração de íons, o que pode ser um sinal de poluição ou de contaminação por substâncias químicas. Para garantir a qualidade da água em reservatórios, as autoridades ambientais, como o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) no Brasil, estabelecem limites máximos de condutividade elétrica e outros parâmetros iônicos, como os níveis de sódio e cloreto, que devem ser monitorados regularmente (CONAMA, 2015), o que assegura que a água esteja dentro dos padrões para uso humano e ecológico.

De forma articulada a esses critérios, os Padrões de Potabilidade do Ministério da Saúde, atualmente definidos pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, fixam limites máximos para diversos parâmetros microbiológicos, físico-químicos e organolépticos da água destinada ao consumo humano, incluindo os principais íons presentes em reservatórios. A comparação dos resultados obtidos com esses valores normativos é essencial para verificar a conformidade da qualidade da água com as exigências legais, identificar riscos potenciais à saúde pública e orientar estratégias de manejo e controle dos recursos hídricos.

Além dos parâmetros definidos no Brasil pelo CONAMA e pelo Ministério da Saúde, as recomendações internacionais reforçam a importância desse monitoramento. A Organização Mundial da Saúde (OMS) estabelece diretrizes para a concentração de íons em água potável, considerando que níveis elevados podem causar danos à saúde humana, como câncer no caso do arsênio ou problemas dentários no caso do fluoreto (WHO, 2020), fato que demonstra que o monitoramento constante do conteúdo iônico e dos índices de qualidade é essencial para garantir a potabilidade da água.

Em sistemas de gestão de reservatórios, a monitorização da qualidade iônica também se relaciona com a sustentabilidade ambiental, considerando que o desequilíbrio no conteúdo iônico de um reservatório pode afetar ecossistemas aquáticos, alterando a fauna e a flora locais, de modo que a concentração excessiva de nitratos e fosfatos pode favorecer a proliferação de algas, processo conhecido como eutrofização, que prejudica a qualidade da água e diminui a oxigenação, afetando a vida aquática.

Por fim, ressalta-se que Índices de qualidade como o índice de qualidade das águas (IQA), que avalia diversos parâmetros, incluindo a concentração iônica, são ferramentas fundamentais para monitorar e prevenir impactos ambientais, garantindo a saúde dos reservatórios e a disponibilidade de água de qualidade para as gerações futuras (ANA, 2021).

3.2.1 Estabilidade da água

A estabilidade da água é essencial tanto para os processos de tratamento e distribuição de água potável quanto para a integridade dos sistemas industriais que dela dependem. Em termos gerais, ela se refere à capacidade da água de manter condições químicas que não favorecem reações de corrosão ou variações de minerais.

Quando a composição química da água, especialmente o pH e a concentração de determinadas íons, favorece reações corrosivas, ela é considerada prejudicial. Esse comportamento é observado principalmente em águas ácidas, com pH baixo, onde uma

abundância de íons hidrogênio (H^+) pode atacar tubulações e equipamentos, resultando em degradação de materiais e uma eventual contaminação da água. Além disso, a agressividade pode alterar o sabor e o odor, tornando a água inconveniente para o consumo (WHO, 2017).

Em contrapartida, a água estável é aquela que apresenta um pH neutro ou levemente alcalino, aliada a um equilíbrio adequado de íons como cálcio e magnésio. Essa condição minimiza os riscos tanto de corrosão quanto de formação de incrustações, sendo crucial em setores industriais como na indústria de alimentos e bebidas, onde a qualidade da água impacta diretamente a segurança dos produtos e a durabilidade dos equipamentos. A concentração de íons cálcio e magnésio, estão associados a dureza da água, sendo determinantes para a estabilidade, pois águas duras podem causar incrustações, enquanto águas muito agressivas podem corroer os sistemas (Kellner; Oliveira, 2022).

Além do pH e dos íons, outros fatores como temperatura, dureza, acidez, alcalinidade, sólidos totais dissolvidos, influenciam os processos de corrosão e incrustação (Hoseinzadeh et al., 2013). A partir do nível de saturação e equilíbrio de certos íons em água, é possível identificar se a água está supersaturada, tornando-a suscetível à incrustação ou se está insaturada e suscetível à corrosão (Siegler et al., 2017). Assim, mesmo diante da complexidade dos processos químicos, físicos e biológicos envolvidos nas interações entre a água e os diferentes tipos de materiais que compõem um sistema de distribuição, os índices de estabilidade fornecem indicadores gerais do estado da água (Imran et al., 2005; Gholizadeh et al., 2017; Lodha, 2023).

Para facilitar a análise da qualidade da água, foram desenvolvidos índices que agregam diversos parâmetros em uma única pontuação numérica. Entre esses, a agressividade da água, especialmente no que se refere à corrosão de metais, é avaliada por meio de parâmetros físico-químicos que originam índices como o de saturação de Langelier (LSI), o Ryznar (RI), o índice de agressividade (IA), o Larson-Skold (ILS) e o Puckorius (ILP) (Taghipour et al., 2012; Yousefi et al., 2018; Al-Harahsheh, et. al., 2023). Baseados no conceito de saturação de carbonato de cálcio, esses índices permitem prever a tendência de corrosão ou incrustação em diversas aplicações, como em tubos de transporte de água, sistemas de aquecimento e refrigeração, sistema de irrigação por gotejamento e em sistemas de abastecimento de água potável (Sousa et al., 2020).

Portanto, a avaliação do equilíbrio entre a agressividade e a estabilidade da água, por meio de índices é fundamental para prevenir problemas de corrosão e incrustação, garantindo a eficiência e a segurança dos sistemas que utilizam esse recurso.

3.2.2 Índice de Saturação de Langelier (ISL)

A Escala de Langelier determina se a água tende a ser agressiva ou estável com base no equilíbrio entre cálcio, carbonato e pH. Se o valor do LSI for negativo, a água é agressiva e propensa a corroer metais e depósitos minerais, enquanto positivo indica que a água está estável e propensa a formar depósitos de cálcio, prevenindo a corrosão (Langelier, 1936). Com efeito, a manutenção de água estável é essencial tanto para a proteção dos sistemas hidráulicos quanto para garantir que a água distribuída aos consumidores seja segura e de boa qualidade.

A capacidade de incrustação da água está intimamente relacionada ao seu pH, de modo que uma forma de avaliar a tendência de incrustação da água em relação ao carbonato de cálcio é por meio do Índice de Langelier. Este índice compara o pH da água em análise com o pH de saturação (pH_s) para o carbonato de cálcio. Para determinar o pH_s , é necessário conhecer os seguintes parâmetros: temperatura, sólidos totais dissolvidos (STD), dureza e alcalinidade total (Frischkorn, 2009; Baloïtcha; Mayabi; Home, 2022). O cômputo do Índice de Saturação de Langelier é dado por:

$$LSI = pH - pH_s \quad (1)$$

Em que: pH é o da amostra e pH_s é o pH no qual a água estaria em equilíbrio com o carbonato de cálcio, calculado com base na temperatura da água, alcalinidade e concentração de cálcio.

O pH_s é dado por:

$$pH_s = 9,3 + A + B - C - D \quad (2)$$

Em que: $A = [\log_{10}(\text{STD}) - 1]/10$; $B = -13,12 \cdot [\log_{10}(T + 273)] + 34,55$; $C = \log_{10}[\text{dureza de } \text{Ca}^{2+}] - 0,4$ e $D = \log_{10}[\text{alcalinidade total}]$. Em A, B, C e D os sólidos totais dissolvidos na amostra são dados em mg/L, a temperatura T em °C, a dureza de cálcio e a alcalinidade total dadas em mg CaCO₃/L.

A Escala de Langelier é diversificada, sendo, porém, usada no auxílio à prevenção de danos aos sistemas de distribuição de água e evitar problemas como corrosão excessiva e formação de incrustações, o que pode comprometer a eficiência de sistemas hidráulicos e de tratamento de água. A classificação da agressividade da água proposta por Tavanpour et al. (2016) é mais abrangente que o próprio Langelier (1936), conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3:Interpretação do índice de saturação de Langelier (LSI).

LSI	Indicação
> 4	Incrustação severa
3 a 4	Incrustação moderada
1 - 3	Incrustação leve
0,5 - 1	Incrustação muito leve
0	Equilibrado
-0,5 a -1	Corrosão muito leve
-1 a -2	Corrosão leve
-2 a -5	Corrosão moderada
< -5	Corrosão Severa

Fonte: adaptado de Tavanpour (2016).

3.2.3 Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI)

O Índice de Ryznar (RSI) se baseia no Índice de Saturação de Langelier (LSI). Embora ambos os índices compartilhem o mesmo princípio sobre a tendência de incrustação da água, o Índice de Ryznar apresenta uma abordagem mais empírica, desenvolvida a partir da análise de resultados operacionais de diferentes tipos de água e seus respectivos índices de saturação (Shankar, 2014; Taghavi, et al., 2019).

O Índice de Ryznar (RSI) é logarítmico, semelhante a outros índices usados para calcular a formação de carbonato de cálcio. Sua escala numérica é dividida em zonas que indicam tendência de água em formar ou dissolver depósitos de carbonato de cálcio. A zona "neutra" do índice é centrada em torno do valor 6. De forma geral, os valores acima 6 indica que a água provavelmente formará uma escala de carbonato de cálcio, prevendo assim, a corrosividade de águas não formadoras de incrustação (Millette et al., 1980; Alencar, 2019). Um valor abaixo do número 6 indica que a água dissolverá formações de carbonato de cálcio. O equacionamento do índice é expresso na Equação 3 a seguir:

$$RSI = 2 \cdot pHs - pH \quad (3)$$

Em que: Em que: pH - medido na amostra de água e pHs é o pH de saturação calculado de acordo com a Equação 2. A interpretação dos valores do RSI está descrita na Tabela 4.

Tabela 4: Interpretação do Índice de Estabilidade de Ryznar.

Valor de RSI	Indicação
$RSI < 5,0$	Incrustação severa
$5,0 \leq RSI < 6,0$	Incrustação média
$6,0 \leq RSI < 7,0$	Pouca incrustação ou corrosão
$7,0 \leq RSI < 7,5$	Corrosão média
$7,5 \leq RSI \leq 9,0$	Corrosão elevada
$RSI > 9,0$	Corrosão severa

Fonte: Carrier (1965).

Este índice desempenha um papel importante na gestão da qualidade da água, permitindo que medidas preventivas sejam inovadoras de forma eficiente para mitigar problemas de incrustação em sistemas industriais, contribuindo assim para a longevidade e eficiência dos equipamentos.

3.2.4 Índice de Incrustação de Puckorius (PSI)

O Índice de Incrustação de Puckorius é um parâmetro prático de qualidade da água usado para avaliar a incrustação ou o potencial corrosivo das águas, com foco na precipitação de carbonato de cálcio (CaCO_3) em condições reais. O PSI considera parâmetros da química da água, como pH, alcalinidade, concentração de cálcio, sólidos totais dissolvidos e temperatura (Dange; Arumugam; Vijayaraghavalu, 2025). Puckorius presumia que as tendências corrosivas ou incrustativas poderiam refletir melhor utilizando a alcalinidade total da água do que somente o pH da mesma (Alencar, 2019; Chen et al., 2019).

O índice foi desenvolvido para prever o comportamento da água de resfriamento, modificando a maneira de calcular os índices existentes, utilizando em sua equação o pH de equilíbrio ($pHeq$) e novamente o pH de saturação para carbonato de cálcio (pHs), quantificando assim, a relação entre o estado de supersaturação da água e a formação de incrustação, levando em consideração a capacidade tampão da água (Puckorius; Brooke, 1991; Eslamia, et. al., 2020). O PSI é calculado de acordo com a Equação 4 abaixo.

$$PSI = 2pHs - pHeq \quad (4)$$

O pH de equilíbrio é calculado pela fórmula:

$$pHeq = 1,465 \cdot \log(AT) + 4,54 \quad (5)$$

Em que: AT = alcalinidade total em mg CaCO₃/L.

Valores de PSI abaixo de 5 indicam uma alta tendência à incrustação, sugerindo que a água é propensa à deposição de carbonato de cálcio, enquanto valores acima de 7 indicam água corrosiva, A interpretação dos dados pode ser realizada com base na Tabela 5 a seguir:

Tabela 5: Interpretação do Índice de Puckorius (PSI).

Valores	Indicação
PSI < 4	Incrustação severa
4 ≤ PSI < 5	Incrustação forte
5 ≤ PSI < 6	Incrustação leve
6 ≤ PSI < 7	Balanceado
7 ≤ PSI < 7,5	Corrosão moderada
7,5 ≤ PSI ≤ 9	Corrosão forte
PSI > 9	Corrosão severa

Fonte: adaptado de Gondim (2014).

3.2.5 Índice de Agressividade (IA)

O índice de agressividade (IA), originalmente desenvolvido em 1977 com objetivo de monitorar o potencial da água em corroer ou incrustar sobre materiais não metálicos, como tubulações, reservatórios e equipamentos de tratamento. Este índice integra diversos parâmetros físico-químicos em especial, o pH, a alcalinidade e a dureza (Choramin et al., 2015; Marchi; Souza, 2021; Souza et al., 2021). A fórmula é dada pela Equação 6:

$$IA = pH + \log [AT \cdot H] \quad (6)$$

Em que: AT é alcalinidade total e H é dureza de cálcio (ambos em mg CaCO₃/L).

Os valores do IA são interpretados da seguinte forma: valores acima de 12 sugerem água não agressiva ou com potencial corrosivo mínimo, valores entre 10 e 12 indicam água moderadamente agressiva e valores abaixo de 10 denotam água altamente agressiva, conforme visto em Davil et al. (2009).

3.2.6 Índice de Larson-Skold (ILS)

O Índice de Larson-Skold é uma escala que mede a corrosividade da água em relação ao aço e ao ferro fundido, se baseia na influência corrosiva do íon cloreto, sulfato e

bicarbonato, não considerando outros fatores físico-químicos como pH, temperatura, sólidos dissolvidos totais, alcalinidade e cálcio. O índice inclui agrupamentos de cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos em sua equação numérica (Imran et al., 2005; Yousefi et al., 2016; Ahmed, et al., 2021). Contudo, a relação entre os agentes corrosivos, sulfato e cloreto, e os agentes inibidores, bicarbonato e carbonato, é calculado através da Equação 7 e, são expressas em miliequivalentes por litro (meq/L).

$$ILS = \frac{[Cl^-] + [SO_4^{2-}]}{[HCO_3^-] + [CO_3^{2-}]} \quad (7)$$

Quando o ILS é inferior a 0,8 indica que cloretos e sulfato não interferirão na formação natural do filme. Já os valores de ILS de 0,8 e 1,2 designam interferência objetável de cloretos e sulfatos com filme natural e valores maiores que 1,2 mostram potencial de elevada corrosão e há uma tendência de maior taxa de corrosão esperada conforme o índice aumenta, conforme visto em Vasconcelos et al. (2015).

3.3 Índices de qualidade da água para uso na irrigação

A disponibilidade de água potável e de boa qualidade tem diminuído de forma acentuada nas últimas décadas em todo o mundo (OMS, 2023). Nesse contexto, o teor de sais na água usada para irrigação varia consideravelmente, dependendo da origem da água e das características geológicas do manancial, além de ser influenciado por fatores ambientais que impactam tanto os corpos d'água superficiais quanto, de maneira indireta, os aquíferos subterrâneos (Davies; DeWiest, 1966; ANA, 2021).

A avaliação da qualidade da água para irrigação não se baseia apenas no total de sais presentes, mas também na composição dos íons individuais. Alguns cátions e ânions, quando estão em concentrações excessivas, podem prejudicar o solo (por meio da sodificação) e afetar o desenvolvimento das plantas, dependendo da tolerância dessas às concentrações de sais (Stoker et al., 2022).

Em regiões de clima árido e semiárido, onde os recursos hídricos frequentemente apresentam altos níveis de salinidade e são sujeitos a intensas taxas de evaporação, a qualidade da água pode limitar a prática da irrigação. A irrigação excessiva resulta na precipitação de sais na superfície do solo, o que, por sua vez, reduz a fertilidade do solo e compromete a produtividade das culturas. Nesse cenário, a utilização de cultivares mais tolerantes à salinidade

da água e do solo, bem como resistentes às condições climáticas adversas, é uma necessidade crescente.

Ayers e Westcot (1986) destacam que a qualidade da água para irrigação deve ser analisada tanto em termos do total de sais dissolvidos quanto pela composição dos íons presentes.

O potássio, por exemplo, é encontrado em baixas concentrações nas águas naturais, uma vez que é pouco móvel nas rochas e solos, sendo retido na maior parte dos materiais em que se encontra. Assim, a principal via de entrada do potássio nos sistemas de águas doces ocorre por meio de descargas industriais e da lixiviação das terras agrícolas, visto que o potássio é amplamente utilizado na indústria e como fertilizante agrícola.

O uso de águas subterrâneas para irrigação nas áreas agrícolas frequentemente leva à deterioração da qualidade dessas águas. Além dos efeitos do nitrogênio e do fósforo, o potássio também exige atenção, pois seu excesso pode afetar a qualidade da água e do solo. A razão de adsorção de potássio (RAP), que é análoga à taxa de adsorção de sódio (RAS), permite avaliar o risco de dispersão do solo devido ao uso de água salina para irrigação, ajudando a identificar a possibilidade de degradação física do solo.

3.3.1 Razão de Adsorção Sódio (RAS)

A Razão de Adsorção de Sódio (RAS, do inglês *Sodium Adsorption Ratio*) é um índice crucial para avaliar a qualidade da água de irrigação, com base na relação entre a concentração de sódio (Na^+) e outros cátions divalentes, como cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}). Este índice é utilizado principalmente para prever o impacto do sódio na estrutura do solo. O excesso de sódio na água de irrigação pode provocar a sodificação do solo, processo que resulta na degradação da estrutura do solo, prejudicando sua permeabilidade e a capacidade de retenção de água, além de afetar negativamente o crescimento das plantas. A fórmula para calcular a RAS é mostrada a seguir e as concentrações de Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} são dadas em meq/L.

$$RAS = \frac{[\text{Na}^+]}{\sqrt{\frac{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}{2}}} \quad (8)$$

Segundo Richards (1954), a RAS é uma ferramenta importante para avaliar o risco de sodificação do solo, um dos problemas mais sérios que afetam a irrigação, particularmente em regiões com águas salinas e alcalinas.

De acordo com o referido autor, toda água utilizada na irrigação contém sais dissolvidos, o que torna essencial uma análise detalhada da salinidade da água empregada nesse processo. Quanto maior o teor salino da água, maior será o risco de salinização do solo. O Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos (USSL) combinou dois parâmetros fundamentais, a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e a Condutividade Elétrica (CE), que está diretamente relacionada aos Sólidos Totais Dissolvidos (STD), e propôs um diagrama para avaliar o risco potencial de salinização e sodificação do solo (Howladar; Deb; Muzemder, 2017). A interpretação da RAS e da CE pode ser feita de acordo com a Tabela 6 abaixo.

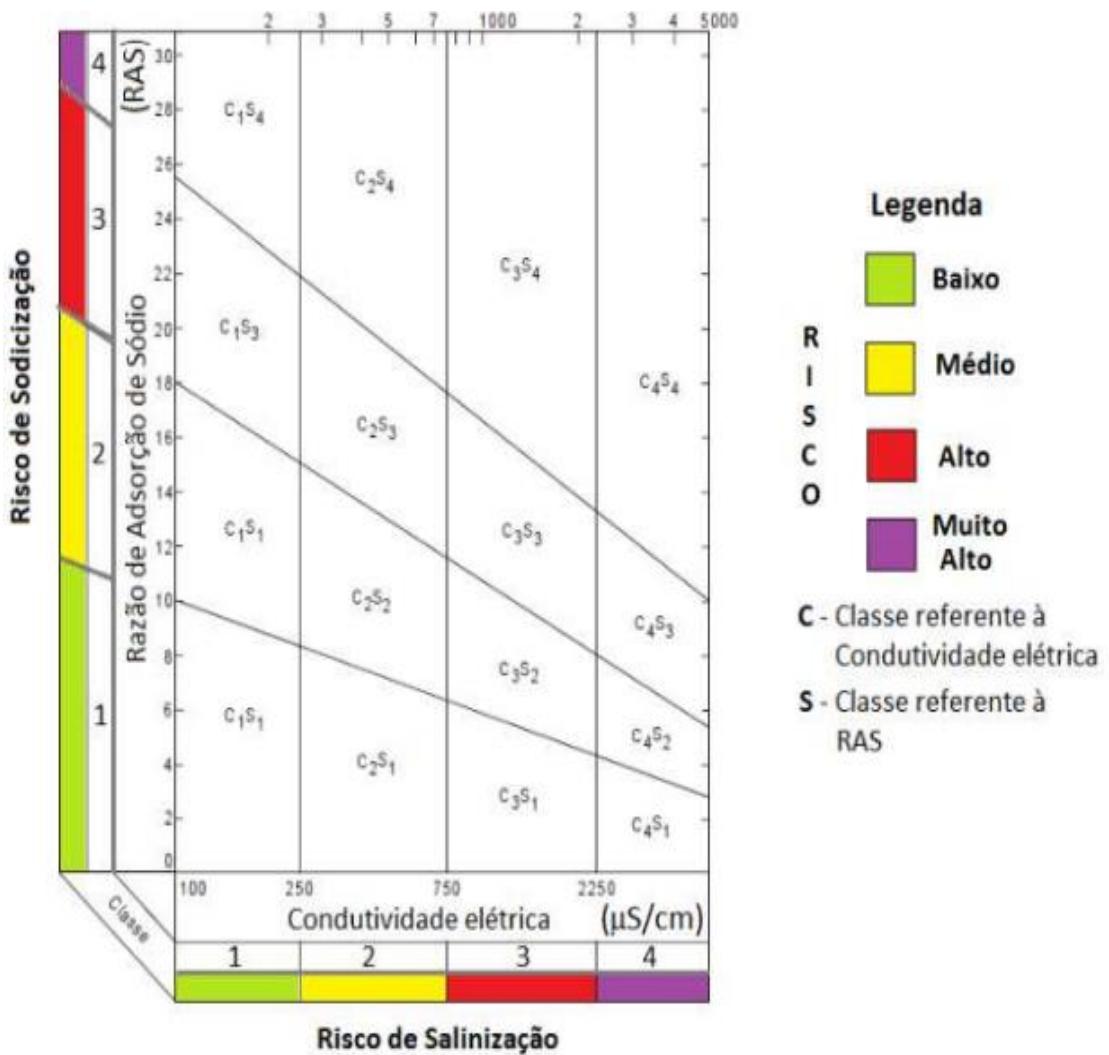
Tabela 6: Interpretação da Razão de Adsorção de Sódio e Condutividade Elétrica.

Valor de RAS	Classe RAS	Valor de CE ¹	Classe CE	Indicação
RAS < 10	S1	CE < 250	C1	Excelente
10 ≤ RAS < 18	S2	250 ≤ CE < 750	C2	Boa
18 ≤ RAS < 26	S3	750 ≤ CE < 2250	C3	Duvidosa
RAS ≥ 26	S4	CE ≥ 2250	C4	Inadequada

Fonte: Richards (1954).

Na avaliação do USSL, os riscos são divididos em quatro classes, enumeradas de 1 a 4, indo do risco baixo até o risco alto. A combinação deles gera um total de 16 classes de qualidade da água, onde a melhor categoria é C1S1 e a pior, C4S4. como mostra a Figura 2. Dependendo da classificação obtida, são impostas várias restrições e cuidados quanto ao uso da água na irrigação (Almeida, 2010).

Figura 2: Diagrama do risco de sodificação e salinização do solo.



Fonte: adaptado de Richards (1954).

A RAS é uma das principais ferramentas utilizadas na agricultura para monitorar a qualidade da água de irrigação e os potenciais riscos à saúde do solo. O controle adequado deste índice é essencial para evitar a degradação física do solo e garantir a sustentabilidade da agricultura, especialmente em áreas com restrições hídricas e solos sensíveis à salinização.

3.3.2 Residual de Carbonato de Sódio (RCS)

O Residual de Carbonato de Sódio (RCS) é um parâmetro utilizado no tratamento de águas, especialmente em processos de amolecimento, onde o carbonato de sódio (Na_2CO_3) é empregado para precipitar os íons de cálcio e magnésio, reduzindo a dureza da água. A medição do RCS é importante, pois indica a quantidade de carbonato de sódio remanescente

após o tratamento, o que pode afetar o pH da água e, consequentemente, sua qualidade para diversos usos.

Alto RSC na água que flui através do sistema de gotejamento apresenta a condição de reação de bicarbonato com íons de magnésio e cálcio, influenciando assim os valores de condutividade elétricas, na razão adsorção do sódio e no pH da água de irrigação (Anonna et al., 2022). Portanto, o RCS é fundamental na avaliação da qualidade da água em processos que envolvem a redução da dureza da água e, também, no controle do equilíbrio ácido-base (APHA, 2017; Chakraborty et al., 2022).

O cálculo do RCS geralmente é feito através de um procedimento de titulação ácido-base, onde a água é tratada com um ácido padrão até que o pH atinja um ponto final específico (Equação 9). As concentrações são dadas em miliequivalentes por litro (meq/L) Esse procedimento permite determinar a quantidade de carbonato presente na água após o tratamento de amolecimento, fornecendo um valor quantitativo de RCS (Greenberg et al., 1992).

$$RCS = \left(CO_3^- + HCO_3^- \right) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (9)$$

O carbonato de sódio residual afeta diretamente o pH da água, e é necessário um controle rigoroso para evitar que a água se torne excessivamente alcalina, o que pode ser indesejável em vários usos (APHA, 2017). A interpretação encontra-se na Tabela 7.

Tabela 7: Interpretação do carbonato residual de sódio.

Valor de RCS	Indicação
RCS < 1,25	Bom (Aceitável)
1,25 ≤ RCS < 2,50	Regular (Tolerável)
RCS ≥ 2,50	Ruim (Inadequado)

Fonte: Richards (1954).

Por fim, em processos industriais, um RCS excessivo pode resultar na formação de depósitos insolúveis, prejudicando o funcionamento de sistemas e equipamentos. Além disso, pode ocorrer a corrosão de instalações devido ao aumento da alcalinidade (Smith et al., 2005).

3.3.3 Razão de Magnésio (*RMg%*)

A razão de magnésio refere-se à proporção de magnésio em relação a outros elementos ou nutrientes, e é um conceito importante em vários contextos, como solos, águas e nutrição de plantas. Nas águas, por exemplo, o magnésio, junto com o cálcio, contribui para a

dureza da água, de modo que águas mais duras, com alta concentração de magnésio, podem afetar tanto o consumo humano quanto a saúde dos ecossistemas aquáticos (Chapman, 1996; Kazapoe, Sagoe, Mahamuda Abu, 2024).

Sendo assim, a razão de magnésio é outro parâmetro empregado na avaliação da qualidade da água. Os íons de magnésio têm a capacidade de perturbar o equilíbrio entre os íons de cálcio e magnésio, afetando negativamente o crescimento das plantas, tornando a RMg% uma ferramenta relevante na determinação da viabilidade da água para usos agrícolas (Kelly, 1940). Valores menores que 50% são considerados adequados e maiores, são inadequados (Szabolcs; Darab, 1964). A RMg% calculada conforme a Equação 10.

$$RMg\% = \left(\frac{[Mg^{2+}]}{Ca^{2+} + Mg^{2+}} \right) \cdot 100 \quad (10)$$

Em que: Ca²⁺ e Mg²⁺ têm suas concentrações expressas em meq/L.

Compreender a razão do magnésio em solos, águas e no metabolismo das plantas é fundamental para o manejo eficiente dos recursos naturais e o desenvolvimento sustentável na agricultura e em ecossistemas aquáticos.

3.3.4 Índice de Permeabilidade (IP)

O IP não é um parâmetro diretamente associado à qualidade da água, mas sim um termo para descrever a capacidade de um material ou substância (como o solo ou rochas) de permitir a passagem de água por seus poros ou fissuras. Este índice é fundamental para entender o movimento da água no solo e em ambientes subterrâneos, mas não é um indicador direto da qualidade da água. Contudo, ele pode ter implicações indiretas na qualidade da água, especialmente em contextos de contaminação e filtragem natural (Silveira, 2018).

O índice de permeabilidade (ou coeficiente de permeabilidade) mede a capacidade de um material em permitir o fluxo de água através de ele. No contexto da qualidade da água, este índice é relevante porque pode afetar a filtração natural da água em solos ou outros meios, influenciando a quantidade e a qualidade da água que chega a fontes como poços, aquíferos e reservatórios.

Entretanto, IP desempenha um papel central na avaliação da qualidade da água para irrigação, especialmente em solos onde a salinidade e a sodicidade podem comprometer o desenvolvimento agrícola. Este índice baseia-se nas concentrações médias de íons específicos,

como magnésio (Mg^{2+}), bicarbonato (HCO_3^-), sódio (Na^+), potássio (K^+) e cálcio (Ca^{2+}), que influenciam diretamente as propriedades físico-químicas do solo, especialmente a capacidade de infiltração e condução de água (Ghosh; Bera, 2023; Anyango; Bhowmick; Bhattacharya, 2024).

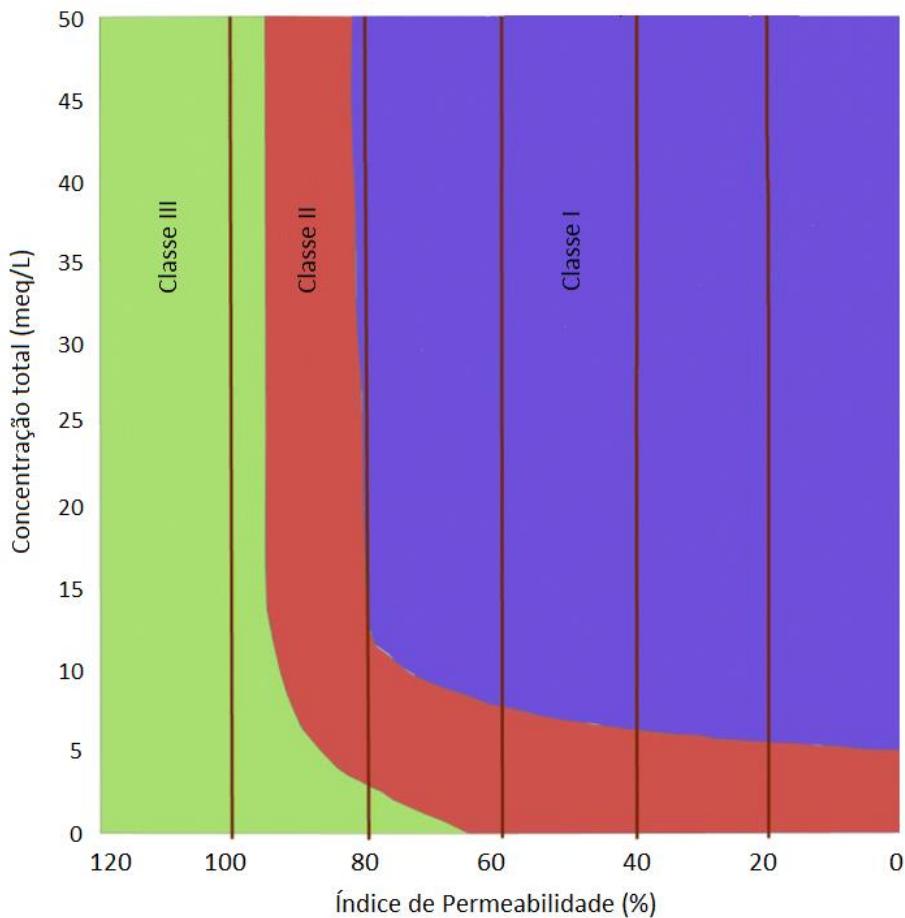
O IP fornece uma estimativa da tendência da água de irrigação em causar alterações na estrutura do solo, o que pode impactar a sua permeabilidade. Em condições ideais, a água deve facilitar a percolação e a aeração no perfil do solo, permitindo que as plantas acessem água e nutrientes de forma eficiente. No entanto, quando a água contém altas concentrações de íons que podem promover a dispersão de argilas, como o sódio, a estrutura do solo pode se degradar, levando à compactação, redução da porosidade e má drenagem. O cálculo do índice é dado pela Equação 11, a seguir, em que as concentrações dos íons são dadas em meq/L

$$IP = \left(\frac{[Na^+] + \sqrt{HCO_3^-}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^+} \right) \quad (11)$$

A permeabilidade de um solo também afeta a capacidade de sistemas de filtragem natural, como os pântanos ou áreas alagadas, que atuam como filtros naturais da água. Áreas com baixa permeabilidade podem reter mais água e ajudar a remover contaminantes ao longo do tempo.

Contudo, o Índice de Permeabilidade leva em conta os componentes químicos que podem reagir com os componentes presentes no solo e afetar sua permeabilidade a longo prazo. A interpretação do Caso do Índice se dá através do diagrama de Doneen, onde o IP é dividido nas classes I, II e III. No caso das Classes I ($IP > 75\%$) e II ($25\% \leq IP \leq 75\%$), as águas são agrupadas como boa e razoável para irrigação, respectivamente, enquanto a Classe III ($IP < 25\%$) é tida como não adequada para irrigação (Howladar; Deb; Muzemder, 2017). A Figura 3 resume a interpretação dos valores de IP.

Figura 3: Esquema de interpretação do índice de Permeabilidade.



Fonte: Doneen (1964).

3.3.5 Razão de Kelly (RK)

Razão de Kelly, desenvolvida por Kelly (1940) é usada na avaliação dos efeitos negativos do sal na qualidade da água em relação à irrigação. É calculada medindo íons de sódio contra íons de cálcio e magnésio. através da Equação 12.

$$RK = \left(\frac{[Na^+]}{Ca^{2+} + Mg^{2+}} \right) \quad (12)$$

O valor de RK acima de 1 é considerado água imprópria para irrigação, pois implica em quantidade significativa de íons sódio, enquanto valores abaixo de 1 são adequados para irrigação, pois especificam deficiência de íons sódio (Shyamala; Ramesh; Saravanakumar, 2020).

3.4 Índice de Qualidade de Água

Um IQA é uma ferramenta matemática que serve como uma medida abrangente da qualidade da água, incorporando vários parâmetros físicos, químicos e biológicos em um único valor adimensional (Chidiac et al., 2023; Fortes et al., 2023).

Os Índices de Qualidade da Água (IQAs) são amplamente utilizados para realizar avaliações comparativas sobre a contaminação hídrica em corpos d'água, especialmente em rios. Um IQA consiste em um valor numérico que expressa a condição geral da qualidade da água. As análises de qualidade da água são, frequentemente, direcionadas para avaliar a condição natural da água e seus usos potenciais, tais como para consumo humano, indireto, uso residencial e industrial (CETESB, 2017).

Monitorar as características das diversas fontes de poluição que afetam tanto as águas superficiais quanto os sistemas aquíferos densos é um processo que requer tempo, recursos humanos e financeiros, sendo, portanto, uma tarefa desafiadora (Boyd; Tucker, 2012). Além disso, compreender a influência dos múltiplos fatores que determinam a qualidade da água e enfrentar as dificuldades causadas pela categorização das principais características empregadas na avaliação quantitativa da saúde dos recursos hídricos é uma atividade complexa (Lee et al., 2023).

Nesse sentido, o IQA se apresenta como uma ferramenta matemática que reduz significativamente a complexidade dos conjuntos de dados referentes à qualidade da água, considerando parâmetros físico-químicos e biológicos, tais como: oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, nitratos, fosfatos, turbidez e coliformes totais. Dispõe de uma visão geral da água em termos de sua potabilidade e adequação para diferentes usos, fornecendo um valor simplificado e representativo que categoriza o estado de qualidade dos corpos d'água ou o nível de poluição (Almeida; Alves, 2017; ANA, 2021).

Tal índice tem o potencial de se transformar em um instrumento de grande relevância, especialmente para aumentar a conscientização do público e dos formuladores de políticas públicas, o que pode resultar na melhoria da qualidade das águas (Zander et al., 2018). O IQA é essencial para a gestão e monitoramento dos recursos hídricos, permitindo a detecção precoce de problemas de qualidade e auxiliando nas decisões sobre os tratamentos necessários, como no caso da água potável ou em ambientes de uso industrial e recreativo (Rastogi; Garg, 2020).

A classificação do IQA varia de 0 a 100, com valores mais baixos indicando águas com maior grau de contaminação e valores mais altos representando águas de melhor qualidade.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), um IQA superior a 60 geralmente indica água de boa qualidade para consumo humano e outros usos mais exigentes, enquanto valores abaixo de 50 sugerem que a água pode apresentar níveis inaceitáveis de poluição ou contaminação. O índice, embora forneça uma boa visão geral, deve ser complementado com análises mais específicas, como a detecção de metais pesados ou micro-organismos patogênicos, especialmente quando a água é destinada ao consumo humano (Singh, et al., 2025; Tiwari, et al., 2025).

3.4.1 Indice de qualidade da água de Bascarán - IQAB

O IQAB, desenvolvido por Bascarán (1979), está sob interesse crescente e com diferentes adaptações (e.g. Pesce; Wunderlin 2000; Neto et al., 2015; Lopes et al. 2022; Lee et al. 2021). A normalização é de 0 a 100, com intervalos de 10 unidades. Para cada valor normalizado e o respectivo parâmetro há um intervalo admissível de valores desse parâmetro. A ponderação das variáveis é definida pelo proponente de aplicação do método, com peso variando de 1 a 5. O escore agregado em forma aditiva é obtido com a ponderação dos subíndices e semelhante ao IQA do NSF (*National Sanitation Foundation*).

Segundo Rizzi (2001) o IQAB se destaca pela facilidade de manusear os parâmetros, podendo-se definir um índice básico com um número reduzido de variáveis ou de forma abrangente, com maior número de parâmetros. É, portanto, bastante flexível e permitindo a introdução ou exclusão de variáveis, bem como o estabelecimento de intervalos (faixas) próprios. Isto torna o índice adaptável às condições de análise, amostragem, disponibilidade de recursos e características do espaço ambiental sob investigação.

3.5 Metodologia

3.5.1 Dados dos reservatórios em estudo

A pesquisa foi realizada com base nos dados de qualidade da água disponibilizados pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), referentes aos reservatórios Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca. Para a análise da qualidade da água em relação ao seu conteúdo iônico, foi considerado o período de 2018 a 2023. O estudo foi dividido em dois intervalos semestrais por ano (1º e 2º semestres). As amostragens foram realizadas de acordo com o protocolo da Rede de Monitoramento da Qualidade da Água (RMQA) da COGERH, sendo as coletas trimestrais nos açudes.

Os reservatórios estudados possuem diversos pontos de monitoramento da qualidade da água. As amostras foram coletadas a uma profundidade de 0,3 metro abaixo da superfície da água. Para os fins deste estudo, cada reservatório foi tratado como um sistema de mistura completa (dispersão infinita), pressupondo que todos os pontos de cada corpo hídrico refletissem esse estado homogêneo. Em cada reservatório, foram coletadas 24 amostras, totalizando 120 amostras para o conjunto dos cinco reservatórios estudados.

As análises seguiram os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2023). Foram determinados os seguintes íons: sódio (Na^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}), cloreto (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}) e nitrato (NO_3^-). Além disso, foram avaliados os seguintes parâmetros complementares: condutividade elétrica (CE), dureza total (DT), pH, sólidos totais dissolvidos (STD), temperatura (T) e turbidez (Turb).

Adicionalmente, foram considerados os dados de temperatura do ar (TAR) dos municípios, a fração do volume disponível dos reservatórios (%Vol) e a precipitação pluviométrica (P). As informações sobre precipitação e volume disponível dos açudes foram obtidas no Portal Hidrológico do Ceará, enquanto os dados de temperatura do ar foram fornecidos pela Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos - FUNCEME. As médias semestrais dos parâmetros utilizados no estudo estão apresentadas no Apêndice A.

3.5.2 Índices Aplicados

3.5.2.1 Estabilidade da água

Corrosão e incrustação são indicadores críticos da qualidade da água, pois refletem a tendência da água em causar danos e reduzir a eficiência dos sistemas hidráulicos e industriais (Zortéa, 2020). Em linhas gerais, a corrosão, trata-se da degradação dos materiais (como metais) por meio de reações químicas com a água, frequentemente aceleradas por pH inadequado, presença elevada de íon e oxigênio dissolvido. Esse processo pode levar à diluição dos materiais das tubulações e equipamentos, comprometendo sua integridade e aumentando os custos de manutenção (Machado, 2005; Cosmo, 2022.)

Já a incrustação, consiste na deposição de sais e minerais (como carbonato de cálcio ou magnésio) nas superfícies internas de tubulações e equipamentos. Esses depósitos podem obstruir o fluxo de água, reduzir a transferência de calor e diminuir a eficiência operacional, além de afetar a qualidade estética da água (Kalyani, et. al., 2017; Dange, et al., 2025)

Portanto, os índices de estabilidade da água utilizados para aferir o potencial de formação de incrustação e corrosão dos reservatórios do estudo foram: Índice de Saturação de Langelier (LSI), Índice Ryznar (IR), Índice de Agressividade (IA), Índice de Incrustação de Puckorius (PSI) e Índice Larson-Skold (ILS). Os cômputos seguiram as formulações apresentadas no item 3.2.1 do presente texto.

3.5.2.2 Qualidade da água para uso na irrigação

A qualidade da água varia em função de fatores espaciais e temporais, como a extração de água, a recarga dos mananciais e as condições climáticas, especialmente a intensidade das chuvas (Zaman, et. al., 2018). Dada a importância de garantir água adequada para irrigação, torna-se essencial validar parâmetros que afetam diretamente a saúde das culturas. Aspectos como toxicidade, salinidade, e permeabilidade do solo são cruciais, pois influenciam a infiltração de água e a viabilidade de diferentes culturas agrícolas (Batarseh, et. al., 2021; Mukonazwothe; Munyai; Mutoti, 2022).

Nesta pesquisa, a adequação da água para irrigação foi avaliada por meio de um conjunto abrangente de indicadores, conforme estabelecido por padrões internacionais e organizações especializadas. Entre os principais parâmetros analisados estão: SAR (Razão de Adsorção Sódio), RCS (Residual de Carbonato de Sódio), MRg (Razão de Magnésio), IK (Índice de Kelly), IP (Índice de Permeabilidade). Esses índices fornecem uma análise precisa sobre a aptidão da água para uso agrícola, considerando tanto os efeitos diretos nas culturas quanto o impacto no solo e sua capacidade de infiltração (El Bilali; Taleb, 2021). Os procedimentos de computacionais estão descritos no item 3.3 do presente texto.

3.5.2.3 IQA de Bascarán (IQA_B)

O índice permite categorizar a qualidade da água em diferentes categorias, como ruim, boa ou excelente, e pode ser empregado para representar variações na qualidade da água, tanto no espaço quanto no tempo, dentro de uma bacia hidrográfica (Mukate et al., 2019; Uddin et al., 2021; Osta et al., 2022). O IQAB aqui aplicado está conforme mostrado na Tabela 8. As faixas, respectivos escores e pesos das variáveis foram baseados em diferentes estudos (mostrados no rodapé da tabela). Somente no caso do pH optou-se por métrica relacionada à distância de um valor ideal de 7,2.

Tabela 8: Parâmetros, pesos e fatores de normalização para cálculo do IQA tipo Bascarán.

Escore	ΔpH	STD	Na^+	DT	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	Turb
100	< 0,05	< 200	< 25	< 30	< 20	< 10	< 0,5	< 15
90	0,05 - 0,10	200 - 300	25 - 40	30 - 45	21 - 40	10 - 20	0,5 - 1,0	15 - 20
80	0,11 - 0,20	301 - 400	41 - 55	46 - 60	41 - 60	21 - 40	1,1 - 1,6	21 - 25
70	0,21 - 0,30	401 - 500	56 - 70	51 - 70	61 - 80	41 - 60	1,7 - 2,2	26 - 35
60	0,31 - 0,40	501 - 600	71 - 85	71 - 90	81 - 100	61 - 81	2,3 - 2,8	36 - 45
50	0,41 - 0,60	601 - 700	86 - 110	91 - 120	101 - 120	81 - 100	2,9 - 3,9	46 - 55
40	0,61 - 0,80	701 - 800	111 - 130	121 - 150	121 - 140	101 - 120	4,0 - 5,0	56 - 70
30	0,81 - 1,00	801 - 900	131 - 155	151 - 180	141 - 160	121 - 140	5,1 - 7,5	71 - 85
20	1,01 - 1,20	901 - 1000	156 - 180	181 - 210	161 - 180	141 - 160	7,6 - 10,0	86 - 95
10	1,21 - 1,50	1001 - 1250	181 - 210	211 - 250	181 - 250	161 - 200	10,1 - 12,5	96 - 110
0	> 1,5	> 1250	> 210	> 250	> 250	> 200	> 12,5	> 110
Peso	2	1	4	3	4	3	5	2

Fonte: adaptado de Pesce e Wunderlin (2000); Lopes et al. (2022); Cicilinski e Virgens Filho (2020); Cicilinski, Virgens Filho e Tsukahara (2021) e Lee et al. (2022).

3.6 Resultados e Discussão

3.6.1 Índices de Estabilidade da Água

3.6.1.1 Índice de Saturação de Langelier

Os resultados da aplicação do Índice de Saturação de Langelier estão dispostos na Tabela 09. Com base nos valores médios do ISL apresentados para os reservatórios estudados, observa-se que todos se encontram próximos de zero, que de acordo com os índices de interpretação proposto por Tavanpour et al. (2016), item 3.2.2, as águas encontram-se em estado de equilíbrio.

Os valores médios dos primeiros semestres foram: Caxitoré: 0,03 ($\sigma = 0,24$), Frios: -0,38 ($\sigma = 0,42$), General Sampaio: 0,01 ($\sigma = 0,24$), Pentecoste: -0,04 ($\sigma = 0,15$) e Tejuçuoca: -0,11 ($\sigma = 0,23$). Já o SLI para os segundos semestres foram: -0,15 ($\sigma = 0,16$), -0,42 ($\sigma = 0,29$), -0,16 ($\sigma = 0,12$), 0,04 ($\sigma = 0,20$) e -0,19 ($\sigma = 0,33$), respectivamente.

Dessa forma, as águas dos açudes analisados não apresentam forte tendência nem à corrosão nem à incrustação, configurando um ambiente quimicamente estável. Tal condição indica a existência de um equilíbrio dinâmico entre os processos de dissociação do bicarbonato e a solubilidade do carbonato de cálcio (Lodha et al., 2023). Resultado semelhante foi observado por Ahmed et al. (2021) na bacia do rio Yamuna, na Índia, onde os autores relataram estabilidade química em 75% das amostras, com ausência de tendências significativas para processos corrosivos ou incrustantes, atribuída à compensação natural entre os teores de íons carbonato, bicarbonato, cálcio e magnésio.

Tabela 9: Índice de Saturação de Langelier nas águas dos Açudes.

Período	ISL	Indicação	Período	ISL	Indicação
Caxitoré					
2018.1	0,40	Equilibrado	2018.2	-0,08	Equilibrado
2019.1	-0,16	Equilibrado	2019.2	-0,37	Equilibrado
2020.1	-0,21	Equilibrado	2020.2	0,02	Equilibrado
2021.1	0,37	Equilibrado	2021.2	0,05	Equilibrado
2022.1	-0,02	Equilibrado	2022.2	-0,10	Equilibrado
2023.1	-0,23	Equilibrado	2023.2	-0,41	Equilibrado
Frios					
2018.1	0,40	Equilibrado	2018.2	-0,08	Equilibrado
2019.1	-0,16	Equilibrado	2019.2	-0,37	Equilibrado
2020.1	-0,21	Equilibrado	2020.2	0,02	Equilibrado
2021.1	0,37	Equilibrado	2021.2	0,05	Equilibrado
2022.1	-0,02	Equilibrado	2022.2	-0,10	Equilibrado
2023.1	-0,23	Equilibrado	2023.2	-0,41	Equilibrado
General Sampaio					
2018.1	0,07	Equilibrado	2018.2	0,09	Equilibrado
2019.1	0,61	Incrustação Muito Leve	2019.2	-0,10	Equilibrado
2020.1	-0,27	Equilibrado	2020.2	-0,19	Equilibrado
2021.1	0,06	Equilibrado	2021.2	-0,09	Equilibrado
2022.1	-0,06	Equilibrado	2022.2	-0,39	Equilibrado
2023.1	-0,34	Equilibrado	2023.2	-0,26	Equilibrado
Pentecoste					
2018.1	0,05	Equilibrado	2018.2	-0,07	Equilibrado
2019.1	-0,19	Equilibrado	2019.2	-0,19	Equilibrado
2020.1	-0,32	Equilibrado	2020.2	0,03	Equilibrado
2021.1	0,07	Equilibrado	2021.2	0,45	Equilibrado
2022.1	0,21	Equilibrado	2022.2	0,24	Equilibrado
2023.1	-0,03	Equilibrado	2023.2	-0,23	Equilibrado
Tejuçuoca					
2018.1	0,49	Equilibrado	2018.2	0,34	Equilibrado
2019.1	-0,28	Equilibrado	2019.2	-0,34	Equilibrado
2020.1	-0,20	Equilibrado	2020.2	-0,46	Equilibrado
2021.1	-0,21	Equilibrado	2021.2	0,28	Equilibrado
2022.1	-0,03	Equilibrado	2022.2	-0,37	Equilibrado
2023.1	-0,40	Equilibrado	2023.2	-0,56	Corrosão muito leve

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Se observado a evolução anual e por semestre, nota-se que o açude General Sampaio no primeiro semestre de 2019 teve uma pequena intercalação, sendo classificado como de incrustação muito leve no referido semestre. Outro destaque encontra-se no segundo semestre de 2023 no açude Tejuçuoca, onde suas águas foram classificadas com tendência a corrosão muito leve.

3.6.1.2 Índice de Estabilidade de Ryznar.

A Tabelas 10 apresenta os resultados obtidos com o Índice de Estabilidade de Ryznar. O RSI médio obtido com os primeiros semestres de cada ano nos açudes Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste, Tejuçuoca foram de 7,94 ($\sigma = 0,27$), 8,51 ($\sigma = 0,58$), 8,00 ($\sigma = 0,29$), 7,98 ($\sigma = 0,18$), 8,12 ($\sigma = 0,27$). Para os segundos semestres, o RSI médio para os

referidos açudes foram: 8,13 ($\sigma = 0,20$), 8,57 ($\sigma = 0,39$), 8,17 ($\sigma = 0,18$), 7,96 ($\sigma = 0,22$), 8,23 ($\sigma = 0,43$), respectivamente. Em ambos os semestres os reservatórios enquadraram-se como corrosão elevada. Mostrando, portanto, que os ciclos climáticos não interferiram de forma significativa o potencial corrosão ou incrustação das águas avaliadas.

Tabela 10: Índice de Estabilidade de Ryznar nas águas dos açudes avaliados.

Período	RSI	Indicação	Período	RSI	Indicação
Caxitoré					
2018.1	7,48	Corrosão Média	2018.2	8,01	Corrosão Elevada
2019.1	8,13	Corrosão Elevada	2019.2	8,41	Corrosão Elevada
2020.1	8,15	Corrosão Elevada	2020.2	7,96	Corrosão Elevada
2021.1	7,58	Corrosão Elevada	2021.2	7,89	Corrosão Elevada
2022.1	8,07	Corrosão Elevada	2022.2	8,10	Corrosão Elevada
2023.1	8,22	Corrosão Elevada	2023.2	8,46	Corrosão Elevada
Frios					
2018.1	6,97	Pouca Incrustação ou Corrosão	2018.2	7,72	Corrosão Elevada
2019.1	8,30	Corrosão Elevada	2019.2	8,79	Corrosão Elevada
2020.1	9,09	Corrosão Severa	2020.2	8,91	Corrosão Elevada
2021.1	8,93	Corrosão Elevada	2021.2	8,26	Corrosão Elevada
2022.1	8,64	Corrosão Elevada	2022.2	8,55	Corrosão Elevada
2023.1	9,14	Corrosão Severa	2023.2	9,19	Corrosão Severa
General Sampaio					
2018.1	7,85	Corrosão Elevada	2018.2	7,82	Corrosão Elevada
2019.1	7,31	Corrosão Média	2019.2	8,00	Corrosão Elevada
2020.1	8,23	Corrosão Elevada	2020.2	8,24	Corrosão Elevada
2021.1	7,98	Corrosão Elevada	2021.2	8,14	Corrosão Elevada
2022.1	8,18	Corrosão Elevada	2022.2	8,55	Corrosão Elevada
2023.1	8,46	Corrosão Elevada	2023.2	8,27	Corrosão Elevada
Pentecoste					
2018.1	7,73	Corrosão Média	2018.2	8,04	Corrosão Elevada
2019.1	8,15	Corrosão Elevada	2019.2	8,24	Corrosão Elevada
2020.1	8,35	Corrosão Elevada	2020.2	8,00	Corrosão Elevada
2021.1	7,91	Corrosão Elevada	2021.2	7,41	Corrosão Elevada
2022.1	7,83	Corrosão Elevada	2022.2	7,85	Corrosão Elevada
2023.1	7,94	Corrosão Elevada	2023.2	8,26	Corrosão Elevada
Tejuçuoca					
2018.1	7,36	Corrosão Média	2018.2	7,45	Corrosão Média
2019.1	8,28	Corrosão Elevada	2019.2	8,36	Corrosão Elevada
2020.1	8,26	Corrosão Elevada	2020.2	8,63	Corrosão Elevada
2021.1	8,26	Corrosão Elevada	2021.2	7,71	Corrosão Elevada
2022.1	8,06	Corrosão Elevada	2022.2	8,54	Corrosão Elevada
2023.1	8,51	Corrosão Elevada	2023.2	8,69	Corrosão Elevada

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Avaliando os reservatórios na escala histórica, o açude Frios, destaca-se por apresentar maior variabilidade. Inicialmente, o valor de 6,97 no primeiro semestre de 2018, indicava pouca incrustação ou corrosão; contudo, no primeiro e segundo semestre de 2023, os índices apontaram corrosão severa, com valores de 9,14 e 9,19, respectivamente. Essa variação sugere a possibilidade de mudanças na dinâmica dos parâmetros que influenciam o equilíbrio

entre a incrustação e a corrosão, exigindo, possivelmente, uma investigação mais aprofundada dos fatores locais que afetam a qualidade da água neste reservatório.

Águas classificadas como corrosão média, elevada ou severa, como as do estudo, podem causar danos significativos em encanamentos, equipamentos e estruturas que entram em contato com elas, sendo, portanto, inadequadas para transporte por tubulações. Além disso, podem afetar a qualidade da água, levando à presença de metais pesados e alterando o sabor e o odor delas. Segundo Shah et al. (2019), e corroborado por Souza et. al (2020), valores de RSI maiores que 7 revelam que a formação de carbonato de cálcio não levará a um filme inibidor de corrosão.

3.6.1.3 Índice de Incrustação de Puckorius.

A Tabela 11 demonstra os valores do Índice de Incrustação de Puckorius obtidos para os reservatórios Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca, com o objetivo de avaliar a tendência à formação de incrustações nas águas desses corpos hídricos. Os resultados médios obtidos para os primeiros semestres foram, respectivamente: 8,30 ($\sigma = 0,098$), 8,78 ($\sigma = 0,41$), 8,44 ($\sigma = 0,15$), 8,24 ($\sigma = 0,20$) e 8,50 ($\sigma = 0,16$). Para os segundos semestres, os valores médios permaneceram em faixas semelhantes: 8,35 ($\sigma = 0,12$), 8,84 ($\sigma = 0,31$), 8,42 ($\sigma = 0,14$), 8,40 ($\sigma = 0,16$) e 8,53 ($\sigma = 0,28$). Em ambos os períodos, os índices encontrados indicam uma forte tendência à corrosão, segundo os valores de inferências estabelecidos por Puckorius e Brooke (1991).

A análise evidencia comportamento hidroquímico marcado pela baixa alcalinidade e capacidade tamponante e possível instabilidade do pH, favorecendo a dissolução de minerais carbonatados e a liberação de íons para a coluna d'água. interferindo na estabilidade química do sistema e aumentando a agressividade sobre materiais metálicos e estruturas submersas, podendo lixiviari elementos nocivos para o abastecimento de água (Gholizadeh et al., 2017; Dange et al., 2025).

Tabela 11: Índice de Incrustação de Puckorius para as águas dos açudes.

Período	PSI	Indicação	Período	PSI	Indicação
Caxitoré					
2018.1	8,05	Corrosão Forte	2018.2	8,18	Corrosão Forte
2019.1	8,34	Corrosão Forte	2019.2	8,51	Corrosão Forte
2020.1	8,26	Corrosão Forte	2020.2	8,29	Corrosão Forte
2021.1	8,28	Corrosão Forte	2021.2	8,23	Corrosão Forte
2022.1	8,48	Corrosão Forte	2022.2	8,39	Corrosão Forte
2023.1	8,36	Corrosão Forte	2023.2	8,50	Corrosão Forte
Frios					
2018.1	7,82	Corrosão Forte	2018.2	7,96	Corrosão Forte
2019.1	8,51	Corrosão Forte	2019.2	9,00	Corrosão Forte
2020.1	9,18	Corrosão Severa	2020.2	9,20	Corrosão Severa
2021.1	9,09	Corrosão Severa	2021.2	8,79	Corrosão Forte
2022.1	8,88	Corrosão Forte	2022.2	8,85	Corrosão Forte
2023.1	9,22	Corrosão Severa	2023.2	9,21	Corrosão Severa
General Sampaio					
2018.1	8,26	Corrosão Forte	2018.2	8,21	Corrosão Forte
2019.1	8,26	Corrosão Forte	2019.2	8,27	Corrosão Forte
2020.1	8,36	Corrosão Forte	2020.2	8,53	Corrosão Forte
2021.1	8,48	Corrosão Forte	2021.2	8,49	Corrosão Forte
2022.1	8,64	Corrosão Forte	2022.2	8,68	Corrosão Forte
2023.1	8,64	Corrosão Forte	2023.2	8,36	Corrosão Forte
Pentecoste					
2018.1	7,79	Corrosão Forte	2018.2	8,36	Corrosão Forte
2019.1	8,41	Corrosão Forte	2019.2	8,64	Corrosão Forte
2020.1	8,49	Corrosão Forte	2020.2	8,47	Corrosão Forte
2021.1	8,30	Corrosão Forte	2021.2	7,79	Corrosão Forte
2022.1	8,37	Corrosão Forte	2022.2	8,51	Corrosão Forte
2023.1	8,08	Corrosão Forte	2023.2	8,44	Corrosão Forte
Tejuçuoca					
2018.1	8,06	Corrosão Forte	2018.2	7,84	Corrosão Forte
2019.1	8,48	Corrosão Forte	2019.2	8,51	Corrosão Forte
2020.1	8,64	Corrosão Forte	2020.2	8,88	Corrosão Forte
2021.1	8,59	Corrosão Forte	2021.2	8,39	Corrosão Forte
2022.1	8,49	Corrosão Forte	2022.2	8,81	Corrosão Forte
2023.1	8,73	Corrosão Forte	2023.2	8,72	Corrosão Forte

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

3.6.1.4 Índice de Agressividade.

O Índice de Agressividade (IA) também foi avaliado com o intuito de analisar a influência do pH e da concentração de cálcio na possível dissolução das estruturas de cimento-amianto, a Tabela 12 a seguir apresentam os resultados obtidos por semestre ano. O IA médio para os primeiros semestres de cada ano nas águas dos açudes, consistiram em: Caxitoré: 12,61 ($\sigma = 0,25$), Frios: 12,16 ($\sigma = 0,40$), General Sampaio: 12,58 ($\sigma = 0,21$), Pentecoste: 12,57 ($\sigma = 0,22$) e Tejuçuoca 12,41 ($\sigma = 0,23$). Já nos segundos semestres o IA médios para os referidos açudes foram: 12,44 ($\sigma = 0,16$), 12,12 ($\sigma = 0,29$), 12,44 ($\sigma = 0,09$), 12,64 ($\sigma = 0,27$) e 12,38 ($\sigma = 0,30$), respectivamente. Portanto, os valores do IA médio classificaram as águas dos açudes

do estudo como não agressiva, ou seja, sem potencial incrustante, tanto para o primeiro quanto no segundo em semestre, com exceção de alguns períodos específicos no açude Frios.

Este comportamento pode estar relacionada às características litológicas regionais, à baixa acidez natural e aos processos de tamponamento proporcionados pela presença de carbonatos e bicarbonatos na matriz hidroquímica (Eyankware et al., 2021).

Tabela 12: Índice de Agressividade das águas para os açudes Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca.

Período	IA	Indicação	Período	IA	Indicação
Caxitoré					
2018.1	13,01	Não Agressiva	2018.2	12,50	Não Agressiva
2019.1	12,37	Não Agressiva	2019.2	12,17	Não Agressiva
2020.1	12,32	Não Agressiva	2020.2	12,57	Não Agressiva
2021.1	12,91	Não Agressiva	2021.2	12,65	Não Agressiva
2022.1	12,64	Não Agressiva	2022.2	12,53	Não Agressiva
2023.1	12,38	Não Agressiva	2023.2	12,22	Não Agressiva
Frios					
2018.1	13,27	Não Agressiva	2018.2	12,70	Não Agressiva
2019.1	12,25	Não Agressiva	2019.2	11,89	Moderadamente Agressiva
2020.1	11,65	Moderadamente Agressiva	2020.2	11,88	Moderadamente Agressiva
2021.1	11,86	Moderadamente Agressiva	2021.2	12,44	Não Agressiva
2022.1	12,11	Não Agressiva	2022.2	12,18	Não Agressiva
2023.1	11,81	Moderadamente Agressiva	2023.2	11,79	Moderadamente Agressiva
General Sampaio					
2018.1	12,50	Não Agressiva	2018.2	12,59	Não Agressiva
2019.1	13,07	Não Agressiva	2019.2	12,13	Não Agressiva
2020.1	12,24	Não Agressiva	2020.2	12,40	Não Agressiva
2021.1	12,64	Não Agressiva	2021.2	12,57	Não Agressiva
2022.1	12,63	Não Agressiva	2022.2	12,35	Não Agressiva
2023.1	12,37	Não Agressiva	2023.2	12,42	Não Agressiva
Pentecoste					
2018.1	12,65	Não Agressiva	2018.2	12,50	Não Agressiva
2019.1	12,24	Não Agressiva	2019.2	12,26	Não Agressiva
2020.1	12,25	Não Agressiva	2020.2	15,60	Não Agressiva
2021.1	12,69	Não Agressiva	2021.2	13,07	Não Agressiva
2022.1	12,94	Não Agressiva	2022.2	12,97	Não Agressiva
2023.1	12,66	Não Agressiva	2023.2	12,41	Não Agressiva
Tejuçuoca					
2018.1	12,95	Não Agressiva	2018.2	12,85	Não Agressiva
2019.1	12,21	Não Agressiva	2019.2	12,15	Não Agressiva
2020.1	12,28	Não Agressiva	2020.2	15,12	Não Agressiva
2021.1	12,30	Não Agressiva	2021.2	12,82	Não Agressiva
2022.1	12,55	Não Agressiva	2022.2	12,30	Não Agressiva
2023.1	12,18	Não Agressiva	2023.2	12,05	Não Agressiva

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Avaliando os reservatórios longo do período analisado, nota-se uma estabilidade em relação os resultados nos açudes Caxitoré, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca, sendo, portanto, considerados suas águas como não agressivas. Entretanto, resultados atípicos foram

encontrados em 2020.2, com registros de 15,60 em Pentecoste e 15,12 em Tejuçuoca, esses picos podem estar associados a eventos isolados, como períodos de maior concentração de sais dissolvidos, ou à redução do volume útil do reservatório, o que aumenta a mineralização da água. Apesar disso, os dados não indicam riscos sistemáticos de corrosividade nesses corpos hídricos

Já, o açude Frios apresentou oscilações significativas nos valores de IA, com registros inferiores a 12 em vários semestres, em especial entre 2019.2 e 2023.2, o que caracteriza a água como moderadamente agressiva nesses períodos. Essa condição indica um potencial risco à durabilidade de estruturas hidráulicas, como tubulações e reservatórios em concreto. A principal causa desse comportamento está associada à redução nas concentrações de cálcio dissolvido observadas nos intervalos, frequentemente abaixo de 100 mg/L. Essa baixa concentração compromete a formação de uma película protetora de carbonato de cálcio nas superfícies internas das estruturas, condição essencial para a neutralidade química da água e a prevenção de processos corrosivos.

3.6.1.5 Índice de Larson-Skold.

A análise dos resultados obtidos por meio do Índice de Larson-Skold (ILS) revela diferenças substanciais entre os açudes avaliados, as quais possuem implicações importantes quanto à corrosividade dos recursos hídricos (Tabela 13). Para os primeiros semestres de cada ano, os valores médios do ILS foram de 2,08 ($\sigma = 0,35$) para Caxitoré, 1,56 ($\sigma = 0,44$) para Frios, 1,10 ($\sigma = 0,12$) para General Sampaio, 1,12 ($\sigma = 0,22$) para Pentecoste e 1,08 ($\sigma = 0,07$) para Tejuçuoca. Em contraste, para os segundos semestres, os valores médios registrados foram de 1,83 ($\sigma = 0,13$) para Caxitoré, 1,25 ($\sigma = 0,16$) para Frios, 1,03 ($\sigma = 0,09$) para General Sampaio, 1,02 ($\sigma = 0,13$) para Pentecoste e 1,06 ($\sigma = 0,06$) para Tejuçuoca.

Esses dados classificam os recursos hídricos de maneira distinta: os açudes de Caxitoré e Frios demonstram níveis de corrosividade elevados, indicando um potencial maior de agressão às estruturas metálicas expostas ao contato com essas águas. Por outro lado, os açudes de General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca apresentam índices que os situam na categoria de corrosão significativa, evidenciando um risco moderado, sendo necessário atenção e monitoramento periódico.

Tabela 13: Resultados e inferências do Índice de Larson-Skold para as águas dos açudes ao longo do tempo.

Período	ILS	Indicação	Período	ILS	Indicação
Caxitoré					
2018.1	2,88	Corrosão Elevada	2018.2	2,14	Corrosão Elevada
2019.1	2,35	Corrosão Elevada	2019.2	1,84	Corrosão Elevada
2020.1	1,79	Corrosão Elevada	2020.2	1,81	Corrosão Elevada
2021.1	1,91	Corrosão Elevada	2021.2	1,90	Corrosão Elevada
2022.1	1,97	Corrosão Elevada	2022.2	1,73	Corrosão Elevada
2023.1	1,60	Corrosão Elevada	2023.2	1,54	Corrosão Elevada
Frios					
2018.1	2,88	Corrosão Elevada	2018.2	1,37	Corrosão Elevada
2019.1	1,36	Corrosão Elevada	2019.2	1,08	Corrosão Elevada
2020.1	1,20	Corrosão Elevada	2020.2	1,24	Corrosão Elevada
2021.1	1,38	Corrosão Elevada	2021.2	1,53	Corrosão Elevada
2022.1	1,41	Corrosão Elevada	2022.2	1,30	Corrosão Elevada
2023.1	1,13	Corrosão Significativa	2023.2	0,95	Corrosão Significativa
General Sampaio					
2018.1	1,30	Corrosão Elevada	2018.2	0,99	Corrosão Significativa
2019.1	1,00	Corrosão Significativa	2019.2	1,05	Corrosão Significativa
2020.1	0,93	Corrosão Significativa	2020.2	0,94	Corrosão Significativa
2021.1	1,09	Corrosão Significativa	2021.2	1,13	Corrosão Significativa
2022.1	1,25	Corrosão Elevada	2022.2	1,17	Corrosão Significativa
2023.1	1,03	Corrosão Significativa	2023.2	0,88	Corrosão Significativa
Pentecoste					
2018.1	1,72	Corrosão Elevada	2018.2	0,94	Corrosão Significativa
2019.1	1,03	Corrosão Significativa	2019.2	0,91	Corrosão Significativa
2020.1	0,76	Corrosão Baixa	2020.2	0,91	Corrosão Significativa
2021.1	1,00	Corrosão Significativa	2021.2	1,10	Corrosão Significativa
2022.1	1,17	Corrosão Significativa	2022.2	1,32	Corrosão Elevada
2023.1	1,01	Corrosão Significativa	2023.2	0,94	Corrosão Significativa
Tejuçuoca					
2018.1	1,03	Corrosão Significativa	2018.2	1,06	Corrosão Significativa
2019.1	1,21	Corrosão Significativa	2019.2	1,03	Corrosão Significativa
2020.1	1,00	Corrosão Significativa	2020.2	1,01	Corrosão Significativa
2021.1	1,04	Corrosão Significativa	2021.2	1,11	Corrosão Significativa
2022.1	1,15	Corrosão Significativa	2022.2	1,18	Corrosão Significativa
2023.1	1,03	Corrosão Significativa	2023.2	0,98	Corrosão Significativa

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Analisando os resultados obtidos ao longo da escala temporal do estudo (Tabela 13), nota-se que o açude de Pentecoste apresenta uma dinâmica oscilante, em que os índices variam desde corrosão baixa, evidenciada em 2020.1, até alcançar, em certos períodos, a classificação de corrosão elevada. Essa variabilidade pode refletir não somente variações naturais da composição da água, mas também a influência de fatores externos, tais como flutuações climáticas ou intervenções pontuais que alterem a concentração dos íons responsáveis pela corrosividade.

Dessa forma, as águas analisadas neste estudo em contato com tubos de aço e/ou ferro fundido pode causar corrosão, reduzindo a eficiência do processo industrial. A corrosão metálica está intrinsecamente relacionada à presença e à concentração de íons, destacando-se os cloretos e sulfatos, cujos níveis elevados em comparação com o bicarbonato intensificam a

ação corrosiva da água, aumentando significativamente o potencial de degradação das superfícies metálicas (Agatemor; Okolo, 2008; Kellner; Oliveira, 2022).

Além da agressividade inerente da água e da presença de agentes oxidantes, o tempo de contato entre a água com características corrosivas e as superfícies metálicas é um fator determinante para o avanço dos processos de corrosão. Masters et al. (2015) destacam que a idade da água, ou seja, o período em que a água permanece em circulação nos sistemas de distribuição, pode exercer efeitos prejudiciais significativos nas tubulações. Esse tempo prolongado de residência facilita reações eletroquímicas que aceleram a degradação do metal, promovendo a liberação de metais na água destinada ao consumo humano. Portanto, para uma avaliação mais robusta dos riscos corrosivos e para a elaboração de estratégias eficazes de manutenção, é fundamental considerar não apenas os parâmetros químicos, mas também o tempo de exposição da água às superfícies metálicas.

3.6.2 Índices de qualidade da água para uso na irrigação

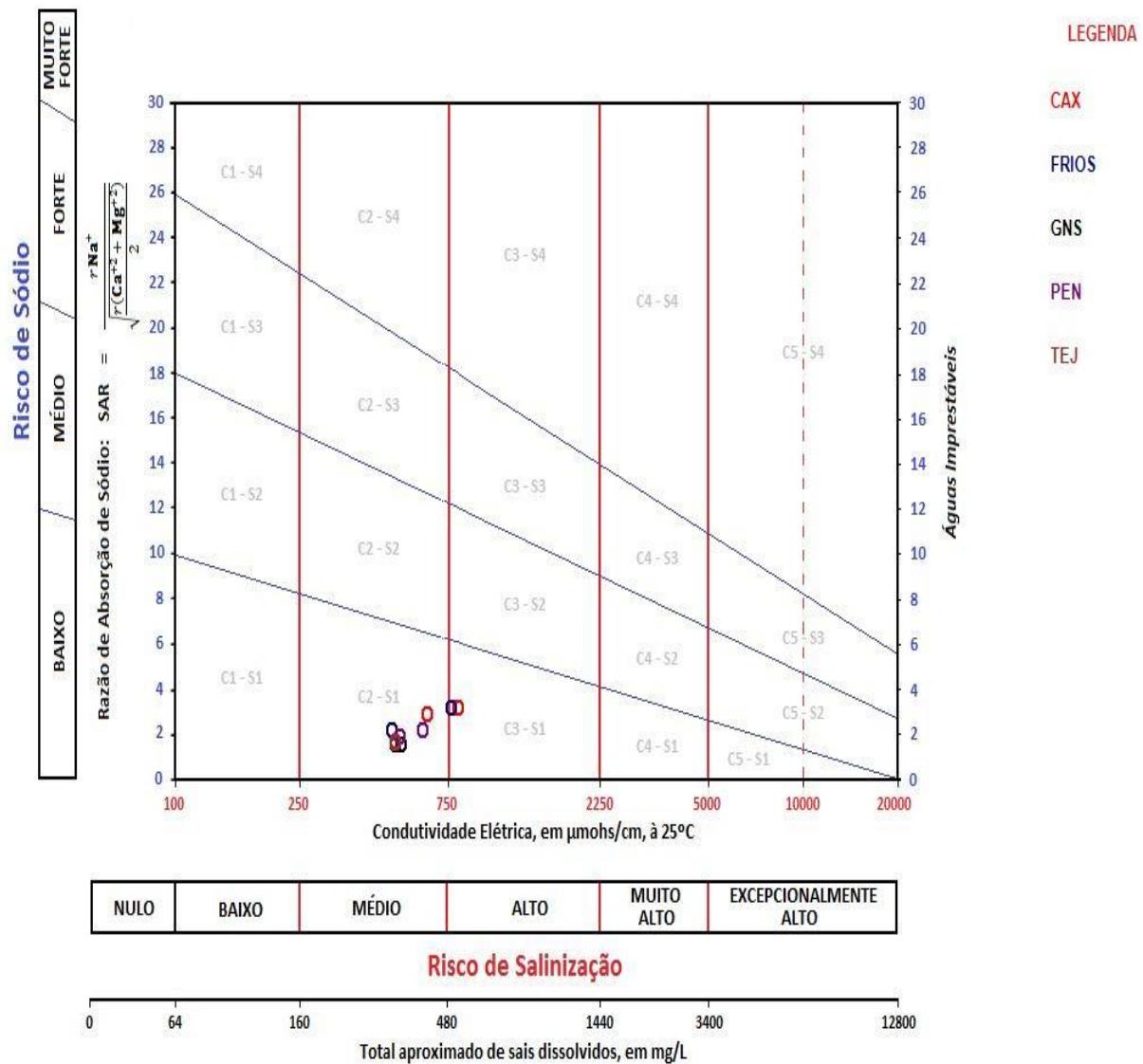
3.6.2.1 Razão de Adsorção de Sódio

Os resultados obtidos para a Razão de Adsorção de Sódio e a Condutividade Elétrica nos açudes estudados estão dispostos na Tabela 14. A RAS e a CE médias relativas aos primeiros semestres de cada ano foram de: 3,18 ($\sigma = 0,46$) e 795,75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 222,67$) para o açude Caxitoré, e 2,74 ($\sigma = 1,13$) e 756,58 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 468,13$) para o açude Frios, ambos situando-se majoritariamente na classe C3S1, ou seja, com risco alto de salinidade e baixo de sodicidade, sendo classificado como água de qualidade duvidosa, conforme o modelo de Richards (1954). Os demais reservatório são classificados como C2S1, compatível com água de boa qualidade e baixo sodicidade, porém, com risco médio de salinização, como mostra os dados: 1,60 ($\sigma = 0,15$) e 524,75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 30,92$) General Sampaio, 2,19 ($\sigma = 0,43$) e 615,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 134,94$) Pentecoste e 1,66 ($\sigma = 0,12$) e 503,92 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 65,25$) para Tejuçuoca.

Nos segundos semestres, as médias indicaram tendência de redução da CE em todos os açudes, exceto no reservatório de Tejuçuoca, que de acordo com os dados coletados é reflexo do aumento do volume disponível, devido aos aportes pluviométricos, principalmente nos meses iniciais do referido semestre, além de uma menor taxa de evaporação superficial. As médias para a RAS e a CE foram de 2,92 ($\sigma = 0,19$) e 633,75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 83,18$), 2,22 ($\sigma = 0,41$) e 491,17 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 134,05$), 1,60 ($\sigma = 0,22$) e 504,42 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 29,89$), 1,94 ($\sigma = 0,42$) e 518,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 78,11$) e 1,75 ($\sigma = 0,16$) e 502,50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ ($\sigma = 78,83$) para os açudes Caxitoré,

Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca, respectivamente, todos se classificam como C2S1, o que significa água boa para irrigação, apresentando baixo risco de sodificação e moderado potencial de salinização em situações de uso continuado e em solos com drenagem inadequada.

Figura 4: Avaliação de Risco de Salinidade de Sodificação segundo o Diagrama do USSL para as médias anuais de cada açude estudado.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Analisando a Tabela abaixo, observa-se que nos primeiros semestres, destacaram-se os açudes Caxitoré, Frios e Pentecoste com valores mais elevados de CE, condição atrelada ao baixo nível de armazenamento de água nos reservatórios. Os açudes mencionados, apresentam respectivamente em 2018.1, resultados de condutividade elétrica de 1436,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 2161 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 948,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, já os resultado da razão de adsorção de sódio foram: 4,56, 6,13 e

3,07, sendo classificados como C3S1, ou seja, de salinidade alta e sodicidade baixa. Segundo Richards (1954), essa condição representa água de qualidade duvidosa para irrigação, principalmente devido ao potencial de salinização dos solos, ainda que o risco de dispersão de sódio na estrutura do solo permaneça reduzido.

Contudo, ao longo dos semestres, observou-se uma tendência de redução nos valores de condutividade elétrica (CE) e da concentração de sódio, fenômeno associado ao aumento do aporte hídrico nos reservatórios. Esse incremento no volume disponível promoveu a diluição dos sais dissolvidos, especialmente o sódio, contribuindo para a melhora da qualidade da água. Como resultado, a classificação do açude evoluiu para um padrão mais estável, enquadrando-se consistentemente na classe C2S1, condição considerada adequada para o uso agrícola, segundo os critérios estabelecidos.

Tabela 14: Resultados e inferências da CE e RAS para os açudes estudados.

Período	CE	RAS	Classificação	Período	CE	RAS	Classificação
Caxitoré							
2018.1	1436,5	4,56	C3S1	2018.2	827,5	3,24	C3S1
2019.1	823,0	3,15	C3S1	2019.2	576,5	2,54	C2S1
2020.1	593,5	2,69	C2S1	2020.2	618,0	2,80	C2S1
2021.1	655,5	2,87	C2S1	2021.2	689,5	3,09	C2S1
2022.1	739,0	2,64	C2S1	2022.2	623,0	2,88	C2S1
2023.1	527,0	3,16	C2S1	2023.2	468,0	3,00	C2S1
Frios							
2018.1	2161,0	6,13	C3S1	2018.2	808,5	2,84	C3S1
2019.1	626,0	2,41	C2S1	2019.2	370,5	1,69	C2S1
2020.1	378,0	1,80	C2S1	2020.2	394,0	1,82	C2S1
2021.1	456,0	2,28	C2S1	2021.2	576,0	2,69	C2S1
2022.1	515,5	1,93	C2S1	2022.2	460,0	2,36	C2S1
2023.1	403,3	1,90	C2S1	2023.2	338,0	1,94	C2S1
General Sampaio							
2018.1	509,0	1,30	C2S1	2018.2	493,5	1,27	C2S1
2019.1	525,5	1,46	C2S1	2019.2	497,5	1,45	C2S1
2020.1	464,5	1,61	C2S1	2020.2	455,5	1,43	C2S1
2021.1	508,0	1,72	C2S1	2021.2	560,0	1,85	C2S1
2022.1	616,0	1,75	C2S1	2022.2	538,5	2,00	C2S1
2023.1	525,5	1,75	C2S1	2023.2	481,5	1,61	C2S1
Pentecoste							
2018.1	948,5	3,07	C3S1	2018.2	495,0	1,58	C2S1
2019.1	513,5	1,68	C2S1	2019.2	392,0	1,36	C2S1
2020.1	414,0	1,55	C2S1	2020.2	466,5	1,61	C2S1
2021.1	517,5	2,06	C2S1	2021.2	632,5	2,50	C2S1
2022.1	687,0	2,32	C2S1	2022.2	638,5	2,55	C2S1
2023.1	611,5	2,45	C2S1	2023.2	485,5	2,01	C2S1
Tejuçuoca							
2018.1	620,5	1,48	C2S1	2018.2	694,0	1,84	C2S1
2019.1	543,0	1,75	C2S1	2019.2	441,0	1,45	C2S1
2020.1	438,5	1,47	C2S1	2020.2	402,5	1,63	C2S1
2021.1	433,0	1,74	C2S1	2021.2	547,5	1,88	C2S1
2022.1	544,0	1,82	C2S1	2022.2	502,5	2,01	C2S1
2023.1	444,5	1,68	C2S1	2023.2	427,5	1,68	C2S1

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Já os açudes General Sampaio e Tejuçuoca demonstraram maior estabilidade qualitativa ao longo do período. No General Sampaio, todos os valores de CE variaram entre 455,5 e 616,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e os de RAS entre 1,30 e 2,00, permanecendo continuamente na classe C2S1, compatível com água de boa qualidade para irrigação, segundo a classificação adotada. Cenário semelhante se verificou no açude Tejuçuoca, onde os valores de CE se mantiveram entre 402,5 e 694,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e os de RAS entre 1,47 e 2,01, assegurando seu enquadramento contínuo em C2S1.

De forma geral, a evolução temporal dos dados demonstrou que as condições de salinidade e sodicidade nas águas dos reservatórios monitorados sofreram melhora progressiva, especialmente nos açudes Frios, Caxitoré e Pentecoste. Esse comportamento pode ser atribuído a fatores como a diluição sazonal proporcionada pelo incremento do volume dos açudes durante períodos chuvosos, a menor evaporação relativa em determinados anos e, possivelmente, à adoção de práticas de manejo conservacionista nas bacias hidrográficas.

Corroborando com estudo, Batista (2019), encontrou resultados semelhantes nos corpos hídricos de Pentecoste e Jaburu I, em que suas águas foram classificadas com boa para irrigação e com baixo teor de sodicidade, enquadrando-as como C2S1. Resultado similar encontrado por Souza (2019) ao analisar a variação de índices iônicos em reservatórios Pereira de Miranda e Sítios Novos, ambos no sertão cearense, no período de 2004 a 2014.

Amari, Bharracharya e Nakhai (2021), ao avaliarem 109 poços na província de Yazd, região semiárida do Irã, obtiveram a classificação de amostras de água subterrânea com base nos valores de RAS, mostram que aproximadamente 98% das amostras têm excelente qualidade, em outras palavras, as águas enquadram-se nas classes S1 e S2.

3.6.2.2 Residual de Carbonato de Sódio – RCS

As análises de Residual de Carbonato de Sódio (RCS) realizadas nos açudes Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca revelaram que, em média, todos os valores semestrais se encontraram dentro da faixa considerada boa para irrigação, o que indica baixo risco de precipitação de cálcio e magnésio e adequada estabilidade do solo (Tabela 15). Para os primeiros semestres, os valores médios de RSC foram $-0,29$ ($\sigma = 0,33$) em Caxitoré, $-0,15$ ($\sigma = 0,80$) em Frios, $-0,28$ ($\sigma = 0,17$) em General Sampaio, $0,01$ ($\sigma = 0,27$) em Pentecoste e $-0,36$ ($\sigma = 0,22$) em Tejuçuoca. Já no segundo semestre, esses mesmos açudes apresentaram $-0,11$ ($\sigma = 0,20$), $-0,04$ ($\sigma = 0,19$), $-0,15$ ($\sigma = 0,17$), $0,05$ ($\sigma = 0,16$) e $-0,17$ ($\sigma = 0,20$), respectivamente.

Corroborando com o estudo, Elsayed et al. (2020) ao avaliarem os índices de qualidade da água superficial para a irrigação no Delta Norte do rio Nilo, no Egito, obtiveram, os valores de RCS variando de -1,27 a 0,52 com um valor médio de -0,37 e, de acordo com os resultados do RCS, todas as amostras de água superficial caíram em uma boa classe (100%) e são aceitáveis para irrigação, com valores menores que 1,25.

Os valores de RCS negativos sugerem que a deposição de cátions é restrita, uma vez que a quantidade total de HCO_3^- e CO_3^{2-} é maior do que a quantidade de Ca^{2+} e Mg^{2+} , o que pode ser confirmado pelos resultados de RSI e PSI (Shah et al., 2019; Sribas; Subhasish; Rajak, 2025). Os valores também indicam que a alcalinidade desempenha um papel importante na determinação da adequação da água para irrigação.

A concentração de alcalinidade em excesso, quando comparada às concentrações de metais alcalino-terrosos (Ca^{2+} e Mg^{2+}), pode representar um fator de risco para a qualidade da água utilizada na irrigação (Ravikumar; Somashekar; Angami, 2011). Assim, a adequação da água superficial para uso agrícola depende mais do excesso de alcalinidade em relação à soma das concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} do que desses íons isoladamente, o que também é influenciado pela presença de Na^+ e pela proporção entre esses constituintes (Almeida, 2010; Kowo; Karuppannan, 2018).

Tabela 15: Residual de Carbonato de Sódio nas águas dos reservatórios analisados.

Período	RCS	Indicação	Período	RCS	Indicação
Caxitoré					
2018.1	-1,21	Boa	2018.2	-0,53	Boa
2019.1	-0,58	Boa	2019.2	-0,17	Boa
2020.1	-0,20	Boa	2020.2	-0,15	Boa
2021.1	-0,18	Boa	2021.2	-0,06	Boa
2022.1	-0,37	Boa	2022.2	0,02	Boa
2023.1	0,18	Boa	2023.2	0,37	Boa
Frios					
2018.1	-2,97	Boa	2018.2	0,01	Boa
2019.1	-0,27	Boa	2019.2	-0,09	Boa
2020.1	-0,09	Boa	2020.2	-0,22	Boa
2021.1	-0,21	Boa	2021.2	-0,11	Boa
2022.1	-0,07	Boa	2022.2	0,26	Boa
2023.1	0,19	Boa	2023.2	0,39	Boa
General Sampaio					
2018.1	-0,57	Boa	2018.2	-0,35	Boa
2019.1	-0,52	Boa	2019.2	-0,52	Boa
2020.1	-0,19	Boa	2020.2	-0,10	Boa
2021.1	-0,30	Boa	2021.2	-0,17	Boa
2022.1	-0,26	Boa	2022.2	-0,12	Boa
2023.1	0,10	Boa	2023.2	0,17	Boa

Tabela 16: Residual de Carbonato de Sódio nas águas dos reservatórios analisados. (Continuação).

Pentecoste					
Período	RCS	Indicação	Período	RCS	Indicação
2018.1	-0,60	Boa	2018.2	0,08	Boa
2019.1	-0,20	Boa	2019.2	-0,22	Boa
2020.1	0,08	Boa	2020.2	0,01	Boa
2021.1	0,10	Boa	2021.2	0,15	Boa
2022.1	-0,07	Boa	2022.2	-0,20	Boa
2023.1	0,55	Boa	2023.2	0,30	Boa
Tejuçuoca					
2018.1	-0,50	Boa	2018.2	-0,38	Boa
2019.1	-0,64	Boa	2019.2	-0,39	Boa
2020.1	-0,21	Boa	2020.2	0,15	Boa
2021.1	-0,51	Boa	2021.2	-0,22	Boa
2022.1	-0,10	Boa	2022.2	-0,11	Boa
2023.1	-0,05	Boa	2023.2	0,17	Boa

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

3.6.2.3 Índice de Permeabilidade - IP

O índice de permeabilidade (IP) constitui-se em importante indicador da aptidão da água para fins de irrigação, uma vez que reflete a facilidade com que a água se infiltra no solo, minimizando problemas de encharcamento e salinização (Allen et al., 1998). No presente estudo, foram calculados os valores médios semestrais de IP para cinco reservatórios, a Tabela 16 apresenta os valores observados e sua indicação qualitativa.

A média do índice para os primeiros semestres foram 79,90 ($\sigma = 2,47$) em Caxitoré, 84,63 ($\sigma = 3,39$) em Frios, 76,33 ($\sigma = 3,13$) em General Sampaio, 80,93 ($\sigma = 2,27$) em Pentecoste e 76,73 ($\sigma = 3,83$) em Tejuçuoca. Já os valores médios para os segundos semestres foram 82,50 ($\sigma = 2,52$), 85,28 ($\sigma = 4,87$), 77,75 ($\sigma = 3,22$), 80,50 ($\sigma = 1,65$) e 79,78 ($\sigma = 4,86$), respectivamente. Dessa forma, de acordo com índice de permeabilidade os açudes podem ser utilizados para irrigação, uma vez que apresentam $IP > 75\%$, classificados com águas boas para finalidade analisada.

A consolidação destes resultados corrobora com os achados por Sribas, Subhasish e Rajak (2025), que ao avaliarem a qualidade de água subterrânea para fins de consumo e irrigação, na planície aluvial gangética inferior, no leste da Índia, observaram valor médio IP para área de 76,02%, também classificada como boa para irrigação. Ademais, Yildiz e Karakus (2020) demonstraram que a permeabilidade do solo é fortemente influenciada pelas concentrações de íons Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} e HCO_3^- na solução do solo. Em seu estudo na bacia de Yukari Kızılırmak, na província de Sivas (Anatólia, Turquia), 93,75 % das amostras analisadas apresentaram IP compatível com uso agrícola, evidenciando que baixos teores de sódio e equilíbrio iônico favorecem a infiltração e reduzem o risco de compactação e salinização do solo.

Tabela 17: Evolução semestral do índice de permeabilidade em porcentagem (%) nos açudes.

Período	IP %	Indicação	Período	IP %	Indicação
Caxitoré					
2018.1	77,75	Boa	2018.2	78,65	Boa
2019.1	78,70	Boa	2019.2	82,15	Boa
2020.1	81,00	Boa	2020.2	81,95	Boa
2021.1	82,10	Boa	2021.2	82,85	Boa
2022.1	78,80	Boa	2022.2	83,85	Boa
2023.1	86,95	Boa	2023.2	90,30	Boa
Frios					
2018.1	78,35	Boa	2018.2	81,20	Boa
2019.1	81,65	Boa	2019.2	84,90	Boa
2020.1	87,25	Boa	2020.2	84,20	Boa
2021.1	84,75	Boa	2021.2	85,65	Boa
2022.1	84,50	Boa	2022.2	91,80	Boa
2023.1	92,65	Boa	2023.2	98,10	Boa
General Sampaio					
2018.1	69,75	Razoável	2018.2	71,05	Razoável
2019.1	71,85	Razoável	2019.2	71,35	Razoável
2020.1	77,55	Boa	2020.2	77,95	Boa
2021.1	76,05	Boa	2021.2	77,55	Boa
2022.1	76,60	Boa	2022.2	79,10	Boa
2023.1	81,20	Boa	2023.2	79,20	Boa
Pentecoste					
2018.1	75,10	Boa	2018.2	80,55	Boa
2019.1	78,35	Boa	2019.2	77,80	Boa
2020.1	81,80	Boa	2020.2	80,45	Boa
2021.1	81,60	Boa	2021.2	81,25	Boa
2022.1	80,25	Boa	2022.2	80,10	Boa
2023.1	83,75	Boa	2023.2	85,65	Boa
Tejuçuoca					
2018.1	70,65	Razoável	2018.2	72,15	Razoável
2019.1	72,65	Razoável	2019.2	74,25	Razoável
2020.1	78,75	Boa	2020.2	87,05	Boa
2021.1	74,70	Razoável	2021.2	78,25	Boa
2022.1	79,60	Boa	2022.2	81,30	Boa
2023.1	82,65	Boa	2023.2	85,55	Boa

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Ao analisar os resultados obtidos para o Índice de Permeabilidade (IP) nas águas dos açudes ao longo do tempo, (Tabela 16) evidencia, de forma geral, a adequação dessas fontes hídricas para uso na irrigação agrícola. Observa-se que a maioria das amostras apresentaram IP superior a 75%, classificação considerada boa para essa finalidade, conforme os critérios adotados.

O Açude Caxitoré apresentou valores de IP variando entre 77,75% e 90,30%, com tendência de crescimento gradual. Da mesma forma, o Açude Frios obteve os maiores índices entre os reservatórios avaliados, oscilando de 78,35% a 98,10%, com incrementos notáveis a partir de 2020.

Já o Açude General Sampaio, por sua vez, iniciou a série histórica com índices classificados como razoáveis, com valores abaixo de 75% até o segundo semestre de 2019.

Contudo, a partir de 2020, registrou uma melhora progressiva, com índices superiores a 77%, atingindo 81,20% em 2023, o que indica uma significativa recuperação na qualidade hídrica para fins agrícolas. Situação semelhante foi observada no Açude Tejuçuoca, que apresentou valores iniciais considerados razoáveis, mas passou a registrar índices superiores a 78% a partir de 2020, alcançando 85,55% em 2023, consolidando-se como mais uma alternativa viável para a irrigação na região.

Mesma inferência para o Açude Pentecoste, destacando-se também, pela estabilidade ao longo dos anos, os valores mantendo-se acima de 75% com variação para crescentes. Esse comportamento sugere constância na qualidade da água disponível, sem registros de oscilações significativas.

3.6.2.4 Razão de Magnésio – RMg

Magnésio e cálcio existem em harmonia para manter o sistema hídrico natural equilibrado. No entanto, um aumento sem precedentes de quaisquer cátions pode aumentar o pH do solo e prejudicar a capacidade de infiltração, afetando assim a produção agrícola (Iqbal et al., 2024). Saraswat et al. (2023) sinalizam o valor da Razão de Magnésio de 50% como limite para definir as características da irrigação.

Entretanto, com base nas informações e no valor limite de RMg, os resultados médios obtidos para os primeiros semestres foram 53,51 ($\sigma = 4,89$) em Caxitoré, 52,80 ($\sigma = 2,37$) em Frios, 53,60 ($\sigma = 5,59$) em General Sampaio, 54,99 ($\sigma = 5,72$) em Pentecoste e 52,53 ($\sigma = 3,09$) em Tejuçuoca, sendo classificados como inadequados para irrigação. Já os valores médios para os segundos semestres foram 51,76 ($\sigma = 3,08$), 48,25 ($\sigma = 2,77$), 55,88 ($\sigma = 7,53$), 51,66 ($\sigma = 5,19$) e 47,65 ($\sigma = 4,00$), respectivamente. De acordo com os valores, os açudes Frios e Tejuçuoca classificam-se com adequados para irrigação, enquanto os demais permaneceram na mesma classificação do primeiro semestre.

Segundo Kavurmacı e Karakus (2020), relatam que alta concentração de magnésio leva a um efeito adverso na estrutura do solo e reduz o rendimento das culturas. Sribas, Subhasish e Rajak (2025) em sua investigação, obtiveram o valor para Razão de Magnésio variando entre 0 a 93,41%, enquanto o valor médio é de 58,14%. Essa média indica que o solo da área analisada é alcalino, o que é prejudicial à produtividade agrícola. Os resultados mostraram que cerca de 70% das amostras são desfavoráveis a agricultura, resultado semelhante ao estudo em questão.

Ao analisar os resultados em escala temporal (Tabela 17), verifica-se que os reservatórios apresentaram oscilações ao longo do período estudado, mantendo-se, entretanto, majoritariamente classificados como inadequados para irrigação, em razão dos elevados níveis de magnésio dissolvido (Eyankware et al., 2021; Alzahrani et al., 2025). Essa condição contribui para o aumento da alcalinidade do solo, dificultando a infiltração de água e prejudicando o desenvolvimento das culturas agrícolas (Singh et al., 2024).

Destacam-se, entretanto, os açudes Frios e Tejuçuoca, cujas águas foram classificadas como adequadas à irrigação em 50% e 58% das amostras, respectivamente. É importante salientar que, em ambos os reservatórios, essa melhoria na qualidade da água ocorreu, predominantemente, no segundo semestre, período marcado pela diminuição da precipitação, redução do escoamento superficial na bacia de drenagem e intensificação dos processos evaporativos (Zongjie et al., 2023), os quais contribuíram para a alteração da composição iônica e redução relativa dos teores de magnésio na água.

Tabela 18: Variação temporal da Razão de Magnésio nos açudes.

Período	RMg %	Indicação	Período	RMg %	Indicação
Caxitoré					
2018.1	65,19	Inadequado	2018.2	56,61	Inadequado
2019.1	56,28	Inadequado	2019.2	49,72	Adequado
2020.1	50,74	Inadequado	2020.2	48,97	Adequado
2021.1	50,03	Inadequado	2021.2	53,79	Inadequado
2022.1	57,49	Inadequado	2022.2	54,67	Inadequado
2023.1	48,87	Adequado	2023.2	47,92	Adequado
Frios					
2018.1	51,14	Inadequado	2018.2	47,67	Adequado
2019.1	52,04	Inadequado	2019.2	39,78	Adequado
2020.1	45,48	Adequado	2020.2	48,80	Adequado
2021.1	55,32	Inadequado	2021.2	52,16	Inadequado
2022.1	53,69	Inadequado	2022.2	46,66	Adequado
2023.1	53,55	Inadequado	2023.2	49,16	Adequado
General Sampaio					
2018.1	46,94	Adequado	2018.2	48,01	Adequado
2019.1	49,16	Adequado	2019.2	38,78	Adequado
2020.1	49,47	Inadequado	2020.2	52,97	Inadequado
2021.1	57,72	Inadequado	2021.2	59,17	Inadequado
2022.1	65,20	Inadequado	2022.2	67,00	Inadequado
2023.1	62,22	Inadequado	2023.2	58,79	Inadequado
Pentecoste					
2018.1	58,50	Inadequado	2018.2	48,97	Adequado
2019.1	41,20	Adequado	2019.2	41,83	Adequado
2020.1	51,63	Inadequado	2020.2	51,38	Inadequado
2021.1	53,59	Inadequado	2021.2	51,93	Inadequado
2022.1	65,82	Inadequado	2022.2	67,56	Inadequado
2023.1	56,39	Inadequado	2023.2	52,83	Inadequado

Tabela 17: Variação temporal da Razão de Magnésio nos açudes. (continuação)

Período	RMg %	Indicação	Período	RMg %	Indicação
Tejuçuoca					
2018.1	46,61	Adequado	2018.2	47,07	Adequado
2019.1	53,69	Inadequado	2019.2	46,12	Adequado
2020.1	45,48	Adequado	2020.2	43,27	Adequado
2021.1	53,25	Inadequado	2021.2	48,22	Adequado
2022.1	53,05	Inadequado	2022.2	60,46	Inadequado
2023.1	52,00	Inadequado	2023.2	49,88	Adequado

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

3.6.2.5 Razão de Kelly – RK

A Razão de Kelly (RK) especifica a concentração de sódio no solo e na água superficial em contradição com a absorção de magnésio (Kelly, 1940). Para o presente estudo, os valores médios para os primeiros semestres do período analisados foram 1,31 ($\sigma = 0,15$) em Caxitoré, 1,16 ($\sigma = 0,20$) em Frios, 0,70 ($\sigma = 0,77$) em General Sampaio, 0,92 ($\sigma = 0,12$) em Pentecoste e 0,74 ($\sigma = 0,06$) em Tejuçuoca. Já os valores médios para os segundos semestres foram 1,29 ($\sigma = 0,08$), 1,12 ($\sigma = 0,14$), 0,70 ($\sigma = 0,10$), 0,87 ($\sigma = 0,16$) e 0,80 ($\sigma = 0,08$), respectivamente.

Com base nos critérios de adequação para irrigação, Caxitoré e Frios foram considerados inadequados em ambos os semestres, enquanto General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca mostraram-se adequados.

Esses resultados evidenciam uma relativa estabilidade sazonal nos valores de RK, com variações discretas entre os semestres analisados. A permanência de valores superiores a 1 nos reservatórios Caxitoré e Frios, independentemente da estação, sugere uma condição persistente de desequilíbrio iônico, caracterizada pelo predomínio de sódio em relação a cálcio e magnésio. Tal condição, se utilizada sem manejo adequado, pode favorecer a dispersão das partículas do solo, reduzir sua permeabilidade e, consequentemente, comprometer o desenvolvimento das culturas irrigadas (Anyango; Bhowmick; Bhattacharya, 2024; Kumar et al., 2024). Por outro lado, os demais reservatórios, cujos valores de RK permaneceram abaixo do limite crítico, demonstraram características adequadas para irrigação, embora seja recomendável o monitoramento contínuo, especialmente para Pentecoste e Tejuçuoca, cujos índices aproximaram-se de 1 em determinados períodos.

Corroborando com o trabalho, Boukich et al. (2025) demonstraram variação nos resultados entre 0,22 a 2,4, com média de 0,78, para o período chuvoso e de 0,24 a 2,39, com valor médio de 0,79 para o período seco, inferindo que 77,8%, das amostras foram consideradas adequadas para irrigação.

Tabela 19: Valores e indicação dos resultados da Razão de Kelly nas águas dos açudes.

Açude Caxitoré					
Período	RK	Indicação	Ano/semestre	RK	Indicação
2018.1	1,60	Inadequado	2018.2	1,29	Inadequado
2019.1	1,28	Inadequado	2019.2	1,15	Inadequado
2020.1	1,16	Inadequado	2020.2	1,22	Adequado
2021.1	1,25	Inadequado	2021.2	1,33	Inadequado
2022.1	1,10	Inadequado	2022.2	1,28	Inadequado
2023.1	1,46	Inadequado	2023.2	1,49	Inadequado
Açude Frios					
2018.1	1,77	Inadequado	2018.2	1,17	Inadequado
2019.1	1,04	Inadequado	2019.2	0,88	Adequado
2020.1	0,98	Adequado	2020.2	0,95	Adequado
2021.1	1,15	Inadequado	2021.2	1,31	Inadequado
2022.1	0,95	Adequado	2022.2	1,27	Inadequado
2023.1	1,07	Inadequado	2023.2	1,15	Inadequado
Açude General Sampaio					
2018.1	0,55	Adequado	2018.2	0,54	Adequado
2019.1	0,62	Adequado	2019.2	0,61	Adequado
2020.1	0,72	Adequado	2020.2	0,66	Adequado
2021.1	0,75	Adequado	2021.2	0,80	Adequado
2022.1	0,76	Adequado	2022.2	0,88	Adequado
2023.1	0,80	Adequado	2023.2	0,71	Adequado
Açude Pentecoste					
2018.1	1,07	Inadequado	2018.2	0,72	Adequado
2019.1	0,76	Adequado	2019.2	0,65	Adequado
2020.1	0,74	Adequado	2020.2	0,74	Adequado
2021.1	0,92	Adequado	2021.2	1,05	Inadequado
2022.1	0,99	Adequado	2022.2	1,08	Inadequado
2023.1	1,06	Inadequado	2023.2	0,96	Adequado
Açude Tejuçuoca					
	0,61	Adequado	2018.2	0,72	Adequado
2019.1	0,72	Adequado	2019.2	0,64	Adequado
2020.1	0,70	Adequado	2020.2	0,85	Adequado
2021.1	0,76	Adequado	2021.2	0,83	Adequado
2022.1	0,82	Adequado	2022.2	0,93	Adequado
2023.1	0,82	Adequado	2023.2	0,84	Adequado

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

A análise dos dados referentes à RK, no período de 2018 a 2023, revelou comportamentos distintos entre os reservatórios estudados, refletindo tanto a influência das características geoambientais locais quanto a variabilidade sazonal. O açude Caxitoré apresentou valores consistentemente elevados de RK ao longo de todo o período, variando entre 1,10 e 1,60, sem apresentar tendência de redução significativa nos semestres de maior precipitação. Essa constância evidencia uma condição permanente de inadequação para irrigação, associada ao predomínio de sódio em relação a cálcio e magnésio na composição da água, independentemente da sazonalidade.

O açude Frios, por sua vez, demonstrou valores oscilantes, variando de 0,88 a 1,77. Observou-se um breve período de adequação entre os anos de 2019 e 2020, ambos no segundo semestre (período seco), quando os valores de RK ficaram abaixo do limite crítico de 1,0.

Entretanto, a partir de 2021, os índices voltaram a se elevar, caracterizando novamente condição de inadequação. Essa dinâmica sugere uma sensibilidade sazonal mais acentuada no reservatório Frios, com períodos úmidos atenuando temporariamente os riscos associados à salinidade relativa.

Condições semelhantes foram encontradas por Islam et al. (2024) ao avaliarem o índice regional de qualidade da água de irrigação para o antigo rio Brahmaputra, ao longo do estudo observaram que a RK se inverte sazonalmente, sendo classificado como "adequado" na seca e "inadequado" na chuva, indicando uma dinâmica sazonal complexa que requer um manejo cuidadoso da irrigação.

Os açudes General Sampaio e Tejuçuoca destacaram-se pela estabilidade nos valores de RK, oscilando entre 0,54 e 0,88; 0,61 e 0,93, respectivamente, durante todo o período analisado, sem ultrapassar o limite de 1,0 em nenhum semestre. A ausência de variações significativas entre os primeiros e segundos semestres indica baixa influência da sazonalidade sobre os teores de sódio em relação a cálcio e magnésio, caracterizando o reservatório como adequado para irrigação contínua.

Ghosh e Bera (2024) ao pesquisarem a qualidade da água no Planalto Manbhumi-Singhbhum, na Índia, constataram que os resultados do índice de Kelly uma média de 0,676 em 2021 e 0,37 em 2022 e, de acordo com o critério de classificação a água da região estudada caracteriza-se como boa para irrigação. Valores que corroboram com o presente estudo, especialmente com os resultados obtido nos açudes General Sampaio e Tejuçuoca.

Por fim, o açude Pentecoste apresentou comportamento mais instável, com valores de RK variando entre 0,65 e 1,08. De maneira geral, predominou a adequação para irrigação, com exceção de alguns semestres específicos, especialmente nos anos de 2021, 2022 e 2023, em que os valores ultrapassaram o limite crítico, notadamente no segundo semestre. Este padrão aponta para a influência da sazonalidade, com os períodos secos promovendo a concentração de sais e, consequentemente, o aumento dos índices de RK.

3.6.3 Índice de Qualidade da Água

A qualidade da água bruta dos reservatórios foi avaliada com base nos parâmetros físico-químicos utilizados no IQAB e nos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de Classe 2. Os valores de pH permaneceram entre 6,0 e 9,0, conforme estabelecido pela norma. Os sólidos totais dissolvidos (300 a 600 mg/L) e a dureza

total (50 a 150 mg/L), embora sem limites específicos para Classe 2, apresentaram valores compatíveis com padrões técnicos recomendados para potabilidade após tratamento.

O sódio variou de 45 a 110 mg/L, sem ultrapassagens críticas, enquanto o cloreto (30 a 90 mg/L) e o sulfato (20 a 90 mg/L) permaneceram abaixo do limite de 250 mg/L. Para nitrato, com limite de 10 mg/L, as concentrações oscilaram entre 0,5 e 7,5 mg/L, todas dentro do padrão estabelecido. A turbidez variou de 10 a 60 NTU, inferior ao limite de 100 NTU, mesmo nos períodos de estiagem.

De modo geral, todos os parâmetros atenderam aos limites da Resolução, com oscilações sazonais naturais, sem comprometimento da qualidade da água bruta para abastecimento e demais usos previstos para águas de Classe 2.

No entanto, para facilitar a comunicação com a população, a ideal é realizar o IQAB completo, considerando a média de diversas variáveis em um só número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade.

A Figura 5 apresenta os valores do Índice de Qualidade da Água de Bascarán (IQAB) obtidos para os cinco reservatórios monitorados no período de 2018 a 2023, considerando todos os parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados. De acordo com os resultados, verifica-se uma considerável variabilidade na qualidade da água entre os reservatórios e ao longo dos semestres avaliados.

O açude Caxitoré apresentou os menores valores do IQAB, com destaque para o ano de 2018.1, no qual o índice foi de 48,5, classificando a água como imprópria para uso, conforme a classificação proposta por Bascarán (1979). Ao longo dos demais períodos, os valores oscilaram, alcançando 77,3 em 2023.2, o que indica uma melhora gradual, enquadrando a qualidade da água na categoria agradável.

No reservatório Frios, os valores variaram de 50,5 (2018.1) a 85,5 (2023.2), indicando uma evolução de qualidade de água normal para boa, de acordo com a classificação do modelo, possivelmente associados melhoria nas condições de circulação e renovação hídrica.

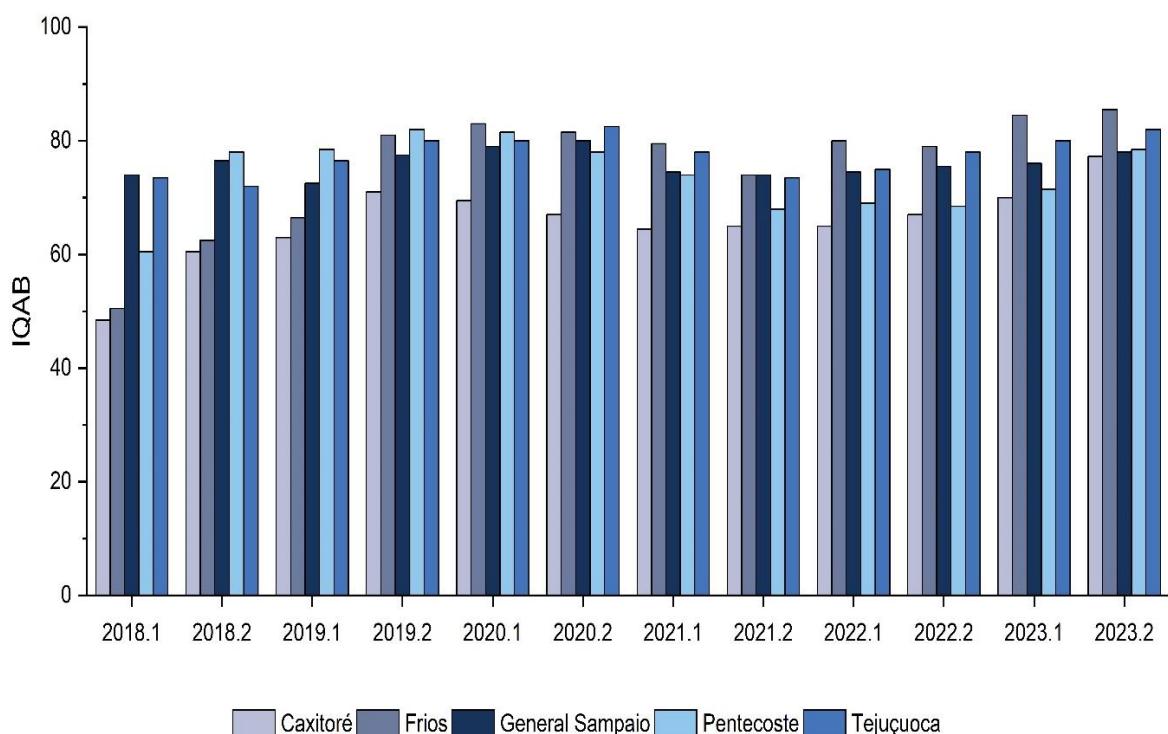
O açude General Sampaio apresentou variações menos acentuadas, com índices entre 72,5 e 80,0 mantendo-se predominantemente nas categorias agradável. A partir de 2022.2, o reservatório alcançou a faixa de qualidade boa, mas no semestre seguido voltou a patamar inicial, permanecendo assim, até o final do estudo.

No reservatório Pentecoste, a qualidade da água evoluiu de 60,5 (2018.1), classificada como aceitável, para 81,5 (2020.1), retornando em 2021 à categoria de aceitável

até 2023, situando-se ao final do período na categoria agradável (78,5). Assim como em General Sampaio, demonstrou maior oscilações intermediárias, se comparado aos demais reservatórios do estudo.

Por fim, o açude de Tejuçuoca, por sua vez, iniciou o período analisado com qualidade agradável (73,5 em 2018.1) e atingiu seu melhor valor em 2020.2 (82,5), caracterizando qualidade boa. Nos anos subsequentes, os índices oscilaram, mas permaneceram acima de 75, o que denota qualidade agradável.

Figura 5: Índice de Qualidade da Água de Bascarán IQAB dos açudes no período analisado.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Validando os resultados obtidos no presente estudo, González et al. (2023) analisaram a qualidade da água ao longo de quatro décadas na bacia andina mediterrânea do Chile, aplicando o IQAB. Os autores observaram oscilações nas classificações, com algumas estações variando entre as categorias “boa” e “aceitável”, enquanto outras permaneceram consistentemente enquadradas como “boa”. Esse comportamento é semelhante ao verificado neste estudo, em que a qualidade da água nos reservatórios monitorados também apresentou variações sazonais e diferenças pontuais entre os corpos hídricos, porém, em sua maioria,

manteve-se dentro das categorias superiores de qualidade, corroborando a eficiência do uso do IQAB para diagnóstico e acompanhamento ambiental.

3.6.3.1 Teste de Tukey

O teste de intervalo de Tukey, também conhecido como teste HSD (*Honest Significant Difference*), é um procedimento de comparação múltipla de etapa única utilizado para avaliar a significância estatística das diferenças entre médias de grupos. Devido à sua robustez frente a valores extremos, é eficaz na detecção de diferenças reais entre os grupos analisados.

A análise pelo teste de Tukey (APÊNDICE A) revelou diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) para algumas variáveis físico-químicas e hidroquímicas entre os reservatórios estudados no período de 2018 a 2023. Na variável volume disponível (VD%), observou-se diferença significativa ($p < 0,05$) entre a maior parte dos pares de reservatórios, exceto entre Caxitoré e Tejuçuoca com $p = 0,816$, indicando que esses dois compartilham comportamento semelhante para essa variável.

No tocante à turbidez (TB), foram encontradas diferenças significativas referente os reservatórios de General Sampaio e Pentecoste, com valores de p igual a 0 e 0,031, respectivamente, entre o açude Frios e os açudes de General Sampaio ($p \geq 0,0$) e Pentecoste com p de 0,034, outras diferenças encontradas foram entre General Sampaio e Tejuçuoca ($p=0,0$) e Pentecoste e Tejuçuoca, apontando para uma variabilidade importante desse parâmetro em função das características ambientais e antropogênicas locais.

Para a variável temperatura d'água (Tag), diferenças estatísticas significativas foram observadas entre Frios e Tejuçuoca ($p = 0,002$) e Pentecoste e Tejuçuoca ($p = 0,003$), evidenciando variabilidade espacial relevante para este parâmetro. O íon bicarbonato (HCO_3^-) apresentou diferença significativa entre Caxitoré e Frios ($p = 0,004$) e Frios e Pentecoste, indicando oscilações nas concentrações deste íon, possivelmente influenciadas pelas interações água-rocha locais e por fontes antrópicas diferenciadas.

No caso do sódio (Na^+), diferenças estatísticas foram detectadas entre Caxitoré e General Sampaio ($p = 0,007$) e entre Caxitoré e Tejuçuoca ($p = 0,010$), indicando que esses reservatórios possuem perfis distintos para esse cátion, o que pode estar associado a diferentes processos de troca iônica e de contribuição gegeoquímica regional. O potássio (K^+) também apresentou diferenças significativas entre General Sampaio e Tejuçuoca ($p = 0,001$) e

Pentecoste e Tejuçuoca com valor de $p = 0,030$, reforçando a heterogeneidade espacial das concentrações de cátions monovalentes na bacia hidrográfica.

Já o sulfato (SO_4^{2-}), apresentou diferenças altamente significativas entre Caxitoré e os demais reservatórios, a saber: Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca, todos com o valor de $p \leq 0$, evidenciando comportamento hidroquímico diferenciado deste reservatório. Por fim, o nitrato (NO_3^-) apresentou diferenças entre Caxitoré e Frios ($p = 0,033$), entre Frios e General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca, com valores de 0,048, 0,028, 0,003, de acordo com a ordem indicada.

As demais variáveis (CE, DT, STD, pH, CO_3^{2-} , CO_2 livre, CID, Ca^{2+} , Mg^{2+} e Cl^-) não apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$) em nenhuma das comparações, indicando estabilidade espacial desses parâmetros entre os reservatórios. Esses resultados corroboram a relevância de análises multivariadas e de testes post hoc, como o de Tukey, na detecção de diferenças hidroquímicas entre corpos hídricos, oferecendo subsídios fundamentais para a gestão ambiental e o planejamento de ações de monitoramento e controle da qualidade da água (Uddin, et al. 2024).

4 MAPEAMENTO DE PROCESSOS HIDROQUÍMICOS VIA DIFUSA E PROBABILÍSTICA EM RESERVATÓRIOS DO CEARÁ, TRÓPICO SEMIÁRIDO

4.1 Introdução

A análise estatística e a aplicação de índices no Capítulo 3 forneceram subsídios importantes para compreender a composição iônica e o equilíbrio químico das águas dos reservatórios estudados. Entretanto, para aprofundar o entendimento dos mecanismos que controlam essa composição, é necessário adotar abordagens capazes de integrar múltiplas variáveis, reconhecer padrões de transição e lidar com a incerteza inerente aos sistemas hidroquímicos naturais.

Entretanto, o ponto de partida da abordagem aqui proposta consiste na classificação hidroquímica das amostras, estruturada a partir da análise do conteúdo químico das águas, contemplando tanto os constituintes maiores, quanto os constituintes menores, que, apesar das concentrações reduzidas, fornecem indicações valiosas sobre processos específicos de evolução hidroquímica (Akter et al., 2016; Sadiq et al., 2010; Agbasi e Egbueri, 2024). Essa classificação, realizada por meio de diagramas consagrados, como de Piper e de Gibbs e Chadha, permite identificar fácies predominantes e inferir mecanismos potenciais de transformação da água, estabelecendo a base conceitual para análises mais avançadas (Fernandes et al., 2016; Sulaiman et al., 2024).

A etapa subsequente fundamenta-se na aplicação da lógica difusa, que amplia a interpretação ao atribuir graus de pertinência a diferentes classes ou processos, substituindo a rigidez dos modelos determinísticos por representações graduais e mais aderentes à realidade dos sistemas naturais. Complementarmente, a análise probabilística introduz uma dimensão de robustez estatística, quantificando a confiabilidade das inferências e identificando padrões emergentes, mesmo em contextos marcados por elevada variabilidade e sobreposição de mecanismos (Prasanna et al., 2011; Montecelos-Zamora et al., 2018).

A integração entre classificação hidroquímica, modelagem difusa e inferência probabilística oferece um quadro interpretativo inovador para o contexto dos reservatórios (Queiroz, 2021), permitindo não apenas identificar processos dominantes, mas também mapear espacialmente as zonas de transição e coexistência entre eles. Dessa forma, este capítulo estabelece uma ponte direta com os resultados do Capítulo 3, ao mesmo tempo em que avança para uma representação mais refinada e adaptativa da dinâmica hidroquímica da Bacia do Curu, contribuindo para a gestão e conservação de seus recursos hídricos.

4.2 Mapeamento de processos

A representação gráfica foi empregada para classificar a tipologia química da água e analisar a abundância relativa dos principais elementos. Este é um método eficaz e rápido para avaliar a evolução química da água, permitindo identificar diferenças e semelhanças entre amostras, processos e reações químicas. No entanto, o tratamento das diversas populações de amostras, que possuem origens ou fácies minerais distintas, requer a aplicação de métodos estatísticos. Diagramas como os de Piper (1944), Gibbs (1970) e Chadha (1999), são utilizados para ilustrar as características das águas associadas a diferentes tipos litológicos (Waterloo Hydrogeologic, 2003; Kanna et al., 2023; Ma et al., 2023; Saraswat et al., 2023).

A classificação hidroquímica é realizada com base nas espécies químicas mais abundantes, como Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- e CO_3^{2-} , que correspondem a mais de 99% dos sólidos dissolvidos nas águas.

O diagrama de Piper (1944) é uma ferramenta amplamente utilizada na hidroquímica para classificar e interpretar a composição iônica das águas subterrâneas e superficiais. O método é particularmente útil na identificação de tipos de água, com base nas concentrações relativas dos principais íons, e na avaliação das relações entre os cátions e ânions presentes.

De acordo com Hem (1989) e Nayak et al. (2022) o diagrama de Piper permite uma representação gráfica clara e simples da composição iônica, que auxilia na análise de processos geoquímicos e hidroquímicos, como a dissolução de minerais e a troca iônica que ocorre no ciclo da água. O diagrama é dividido em três partes principais: a primeira exibe os cátions (Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), a segunda, os ânions (SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^-), e a terceira, um gráfico triangular que combina as duas informações para classificar a água de maneira mais detalhada.

Outrossim, o diagrama possibilita, por meio da comparação das concentrações relativas dos cátions e ânions, identificar padrões de composição das águas, associando-os a diferentes tipos de litologia e processos geológicos.

Piper (1944) descreve que a utilização do diagrama pode ajudar a distinguir as águas de origem calcária, siliciosa, ou de regiões mais influenciadas por processos evaporíticos, proporcionando uma ferramenta valiosa na análise de águas para abastecimento público, irrigação e uso industrial. Assim, a principal vantagem do diagrama é sua capacidade de representar múltiplos parâmetros de forma compacta, facilitando a interpretação e a comunicação dos resultados para profissionais e gestores de recursos hídricos (Dhakate et. al., 2023).

Apesar de sua utilidade, a aplicação do diagrama de Piper também exige cuidados, pois a interpretação pode ser influenciada por variáveis como a qualidade dos dados de entrada e a homogeneidade das amostras. Com efeito, Bower e Hatcher (1968) destacam que a precisão das conclusões depende de uma amostra representativa e de uma análise rigorosa dos dados, já que águas com características hidroquímicas semelhantes podem ter origens diferentes, dependendo das interações com o ambiente. Portanto, o diagrama de Piper deve ser utilizado em conjunto com outros métodos analíticos e com um conhecimento profundo das condições geológicas e hidrológicas locais.

Outra razão iônica importante é a razão de Gibbs, que é utilizada para avaliar o desequilíbrio químico entre as concentrações de carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}). Essa razão iônica permite inferir sobre a ocorrência de processos de dissolução de carbonatos, precipitação de carbonatos ou ainda a influência da interação com minerais (Bouselsal et al., 2024).

De acordo com Gibbs (1970), os principais mecanismos naturais que controlam a composição química das águas superficiais são: (I) precipitação atmosférica, responsável pela composição química dos mananciais; (II) intemperismo das rochas, em áreas de precipitação intermediária; e (III) evaporação-cristalização, processo que exerce maior influência em regiões áridas e semiáridas. A análise desses diagramas não apenas aumenta a compreensão da química das águas superficiais, como também orienta a gestão sustentável dos recursos hídricos e os esforços de proteção ambiental.

Ademais, o diagrama de Chadha é amplamente utilizado como ferramenta para avaliar a qualidade da água, especialmente no que se refere ao excesso de íons sódio (Na^+), cuja elevação pode indicar processos de salinização ou a presença de água salina em sistemas superficiais. Esse diagrama é eficaz para identificar desequilíbrios iônicos, pois relaciona a concentração de sódio com os teores de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), elementos essenciais no controle da composição hidrogeoquímica (Chadha, 1999).

Sua estrutura baseia-se na distinção entre as coordenadas X e Y, cada uma representando diferentes aspectos da composição iônica da água. A coordenada X avalia a diferença entre metais alcalinos ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) e metais alcalinos terrosos ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$), enquanto a coordenada Y reflete a diferença entre ânions de ácidos fracos ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) e ânions de ácidos fortes ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$). Com isso, o diagrama permite caracterizar os tipos de água e inferir os processos hidrogeoquímicos predominantes (Chadha, 1999; Costa; Nascimento; Silva, 2020).

A disposição dos resultados ocorre em um plano bidimensional subdividido em oito subcampos, que classificam a água com base nas diferenças entre as concentrações dos principais cátions e ânions. Esses subcampos possibilitam distinguir fenômenos como salinização, troca iônica direta ou reversa, e mistura de águas de diferentes origens. Os dados são expressos em percentagem de miliequivalentes por litro (% meq/L), o que assegura uma comparação equilibrada entre as concentrações iônicas.

4.3 Razões iônicas e processos hidroquímicos em águas superficiais

A variação dos íons ao longo da coluna de água permite que certos processos hidroquímicos se destaquem na bacia, através da predominância de mecanismos de troca, como a salinização. Em geral, os sais são provenientes da dissolução de minerais das rochas, de sal remanescente da transgressão cretácea e da concentração acumulada devido ao clima árido, o que aumenta o teor de sais por evaporação e explica a ocorrência mais pronunciada no Nordeste brasileiro (Cruz; Melo, 1968; Oliveira et al., 2010; Damasceno et al., 2021).

Nos reservatórios, a diminuição significativa no volume disponível resulta em pressões hidrostáticas menores. Isso leva a um desequilíbrio iônico e ao acúmulo de matéria orgânica, que é evidenciado pela liberação de hidróxido aquoso. Além disso, a manutenção do tamponamento no meio se torna difícil devido principalmente à dissociação do bicarbonato (Lages et al., 2023).

A determinação dos constituintes presentes ocorre através de reações de trocas iônicas causadas pelo intemperismo químico dos sedimentos. Durante esse processo, há oxidação da matéria orgânica e remineralização de carbono, silício e potássio por algas e organismos terrestres. Isso resulta em um aumento do carbono inorgânico e de compostos silicosos, seguido pela estabilização do metal silício e do cátion alcalino potássico (López; Ruiz-Marin; Chigayil, 2014).

Segundo Fu et al. (2025), nas regiões áridas e semiáridas, durante períodos mais secos, ocorre uma saturação de íons carbonáticos, com variação nas concentrações ao longo do dia. Isso acontece devido às alterações diurnas nas taxas de remoção de CO₂ dissolvido durante a fotossíntese, resultante da respiração dos produtores primários. Simultaneamente, ciclos prolongados de aumento de temperatura têm efeitos significativos na ecologia de superfícies aquáticas, levando a uma supersaturação de nitrogênio e fósforo, o que impulsiona o crescimento de cianobactérias tóxicas para peixes, zooplâncton e fitoplâncton (Kaushal et al., 2017).

As interações hidroquímicas são influenciadas pelas relações iônicas entre os cátions e ânions que possuem maior capacidade de reagir. Essas interações ocorrem em sistemas abertos, em que há uma intensa interação com a atmosfera terrestre. Quando uma rocha mãe se dissolve, ela libera sedimentos dispersos que também reagem com os íons presentes no meio, estabelecendo um ecossistema que está constantemente em mudança (Ekwere et al., 2023).

Nesse cenário, as razões geoquímicas tornam-se ferramentas importantes para identificar as fontes iônicas e as variações na qualidade da água, considerando os fluxos de água e os minerais presentes nos reservatórios. Assim, permitem prever os processos químicos que atuam em sistemas aquíferos (Manikandan et al., 2020; Krishan et al., 2023). Contudo, quando há influência de aportes antropogênicos nos fluxos de água, essas razões tendem a se desviar dos padrões naturais (Subba Rao et al., 2022), indicando modificações no equilíbrio geoquímico natural.

Desta maneira, para distinguir entre processos de troca iônica e troca iônica reversa que afetam a química das águas são usados os Índices cloro-alcalinos (CAI 1 e CAI 2), conforme mostram as Equações (13) e (14). De acordo com esses índices, se os íons Ca^{2+} e Mg^{2+} na água são substituídos por íons Na^+ e K^+ , isso é chamado de processo de troca iônica reversa ou abrandamento reverso e se os íons Na^+ e K^+ na água são substituídos por íons Ca^{2+} e Mg^{2+} no material do aquífero, isso é conhecido como processo de troca iônica de base (Schoeller, 1967; Alzahrani, et al. 2025).

$$\text{CAI 1} = \frac{\text{Cl}^- - (\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{\text{Cl}^-} \quad (13)$$

$$\text{CAI 2} = \frac{\text{Cl}^- - (\text{Na}^+ + \text{K}^+)}{\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} + \text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-} \quad (14)$$

4.3.1 Mecanismos hidroquímicos

As águas dos reservatórios superficiais são provenientes dos escoamentos superficiais e subsuperficiais das redes de drenagem. Esses escoamentos resultam da precipitação sobre uma área, que acarreta o arraste de nutrientes e minerais para o corpo hídrico. Isso leva ao aumento dos sais presentes no reservatório (Silva Júnior et al., 2000; Amiri et al., 2021). No nordeste brasileiro, os solos possuem uma alta concentração de sais devido à dissolução de compostos derivados de silicatos e à aridez climática intensa. Esses fatores

aumentam o teor dessas substâncias por meio da salinização (Naseem; Hamza; Barshir, 2010; Palácio et al., 2011; Silva, 2021).

As características dos açudes, como a sua profundidade, influenciam na dissipaçāo do calor e na transição térmica ao longo das diferentes estações do ano. Esses fatores também afetam a densidade da água, capacidade de mistura e estratificação dentro do corpo d'água (Santos; Peixoto; Alves, 2017). Além disso, há outras condições que impactam a retenção de calor nos açudes, incluindo a localização geográfica, a geometria dos reservatórios e a ação dos ventos.

A adequada mistura desses elementos na massa líquida é fundamental para a qualidade do sistema aquoso e afeta diferentes setores do ecossistema (Von Sperling, 1996; Lima et al., 2020). Portanto, tanto a morfometria da barragem quanto o sistema dinâmico aberto influenciam os processos endógenos e exógenos que promovem a mobilidade iônica e determinam a classificação hidroquímica das águas (Silva, 2016;).

Neste contexto, a água adquire maior salinidade devido à distribuição dos elementos químicos em sua massa líquida. Alguns íons, como o íon cloreto (Cl^-), são os responsáveis por essa classificação em reservatórios. De acordo com Bali (2011) e Iqbal et al. (2020), outros elementos como o magnésio, cálcio, carbonato, bicarbonato e sulfato também contribuem para a salinidade da água.

O processo de intemperismo químico das rochas desempenha um papel importante na variação iônica em reservatórios. Em particular, o intemperismo de silicatos é conhecido por regular o clima a longo prazo, pois absorve CO_2 através da formação de bicarbonato, atuando como um mecanismo de tamponamento que previne a acidificação do solo e das águas subterrâneas e superficiais (Clarke et al., 2009; Monteiro et al., 2021). O intemperismo é classificado em estágio inicial e estágio final, com determinados processos prevalecentes em cada caso. Nos estágios iniciais, ocorre a dissolução e lixiviação dos cátions, enquanto nas fases finais a fixação por troca e adsorção é mais predominante. Os ânions contribuem para a formação de minerais acessórios ou essenciais, como o cloro e flúor, que substituem a composição química por meio de troca iônica (Deer; Howie; Zussman, 1997; Yanes; Moral, 2024).

A classificação e velocidade das reações de intemperismo são determinadas pelo conjunto de minerais residuais formados e pela composição das águas associadas. Os processos dominantes, como intemperismo químico, evaporação e precipitação, são responsáveis por alterar o conteúdo iônico das águas nos reservatórios. Compreender esses processos é

fundamental para entender a hidroquímica envolvida (Mcsween; Richardson; Uhle, 2003; Brummer; Barrow; Fischer, 2013, Yanes; Moral, 2022).

4.3.2 Conteúdo químico das águas nos reservatórios

Durante os processos de salinização em reservatórios, minerais secundários, como quartzo, feldspato, biotita, piroxênio e olivina, são formados e introduzidos no ambiente aquático na forma de íons solúveis (Santos; Peixoto; Alves, 2017). A composição iônica das águas superficiais é principalmente determinada pelos íons predominantes (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ , além de HCO_3^- , SO_4^{2-} e Cl^-), cujas proporções e composição estão relacionadas matematicamente (Shaibur et al., 2024).

Ions com mobilidade reduzida desempenham um papel menos intenso nos processos, porém têm um grande impacto na composição da biota aquática, uma vez que decompõem a matéria orgânica de forma mais rápida. Além disso, esses íons também são responsáveis pela eutrofização e o tamponamento da água (Kaushal et al., 2017).

Algumas reações ocorrem em equilíbrio físico-químico nas águas e podem ser facilmente revertidas. Um exemplo disso é a dissolução do ácido carbônico, que causa a acidificação do meio. Ao mesmo tempo em que há um aumento na acidez devido à liberação de íons hidrônio, também ocorre um processo de tamponamento devido à formação de bicarbonato (Quino-Lima et al., 2021).

As moléculas gasosas também fazem parte da composição química das águas em açudes. O dióxido de carbono (CO_2) é um gás dissolvido importante na água e pode provir do ar atmosférico, do solo, do calcário e de origens magmáticas e metamórficas. Apesar das diversas fontes, a principal fonte de CO_2 é a água presente no solo, a respiração dos organismos e a decomposição da matéria orgânica (Silva, 2021)

Os constituintes da água, classificados como maiores quando estão presentes em quantidades acima de 5,00 mg/L, como menores quando a concentração está entre 5,00 e 0,01 mg/L e como traços quando a concentração é inferior a 0,01 mg/L (Feitosa et al., 2008).

Quadro 1. Classificação dos constituintes dissolvidos nas águas superficiais.

Maiores	Menores	Traços
Bicarbonato (HCO_3^-) Cálcio (Ca^{2+}) Cloreto (Cl^-) Magnésio (Mg^{2+}) Silica (SiO_2) Sódio (Na^+) Sulfato (SO_4^{2-})	Bário (Ba^{2+}) Boro (B^{3+}) Brometo (Br^-) Carbonato (CO_3^{2-}) Estrônico (Sr^{2+}) Ferro ($\text{Fe}^{2+}; \text{Fe}^{3+}$) Fluoreto (F^-) Lítio (Li^+) Nitrato (NO_3^-) Ortofosfato (PO_4^{3-}) Potássio (K^+)	Cobre ($\text{Cu}^+, \text{Cu}^{2+}$) Chumbo ($\text{Pb}^{+2}, \text{Pb}^{4+}$) Cromo ($\text{Cr}^{+2}, \text{Cr}^{3+}$) Manganês ($\text{Mn}^{7+}, \text{Mn}^{4+}, \text{Mn}^{2+}$) Mercúrio ($\text{Hg}^+, \text{Hg}^{2+}$) Ouro ($\text{Au}^+, \text{Au}^{3+}$) Selênio ($\text{Se}^{+6}, \text{Se}^{4+}, \text{Se}^{+2}, \text{Se}^+$)

Fonte: adaptado de Custodio e Llamas (1983), Lee (1999).

4.3.2.1 Constituintes maiores

Os íons mais relevantes encontrados em quantidades significativas nas águas são os carbonatos, sulfatos e cloretos. Esses íons importantes incluem o cálcio, magnésio, sódio, cloro, sulfato e bicarbonato (Gaikwad et al., 2020; Al-Harahsheh et al., 2023).

A água dissolve os metais alcalinos e alcalino-terrosos, removendo-os do solo. Em regiões com clima úmido, esse processo é conhecido como lixiviação do solo. Os carbonatos de cálcio e magnésio, por serem menos solúveis, são dissolvidos na presença de CO_2 na água. Os ácidos sulfúrico e nítrico, que são produzidos em condições aeróbicas, especialmente pela atividade microbiológica, podem atacar os carbonatos (Williams, 2001; Yan et al., 2016).

O sódio (Na^+) é um dos elementos metálicos alcalinos mais comumente encontrados nas águas superficiais devido à sua ampla presença em fontes minerais. Isso se deve à baixa estabilidade química dos minerais que o contêm, à alta solubilidade e à dificuldade de precipitação da maioria dos seus compostos químicos em solução (Feitosa et al., 2008). O sódio é o principal causador do aumento da salinidade das águas naturais na forma de cátions, e altas concentrações desse elemento tornam-se prejudiciais às plantas, pois reduzem a permeabilidade do solo (Audry; Suassuna, 1995; Xiao et al., 2020).

No estudo realizado por Santos, Oliveira e Massaro (2000), que utilizaram a técnica de espectrometria de absorção atômica por plasma, foi constatado que a salinização dos açudes no semiárido brasileiro é predominantemente causada pelo aumento gradual da concentração de sódio. Também foi observado pelos autores que o pH exerce influência nas concentrações de cálcio e magnésio, especialmente quando próximas dos valores de saturação.

Normalmente, os sais de cálcio se precipitam na forma de carbonato de cálcio (CaCO_3). Este cátion (Ca^{2+}) ocorre nos minerais de calcita, aragonita e dolomita, presentes em

rochas calcárias. O plagioclásio anortítico e a apatita são as principais fontes de cálcio nas rochas ígneas e metamórficas (Lima, 2008; Cosmo, 2022).

A presença de compostos de cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}) e cloreto (Cl^-) determina a dureza das águas (Frías e Pinilla, 2019). De acordo com Nanni (2008) e Jahan et al. (2023), a origem dos elementos cálcio, magnésio e sódio está relacionada aos silicatos encontrados em diversas rochas vulcânicas.

O íon cloreto (Cl^-) é um dos principais ânions inorgânicos encontrados em águas naturais e residuais. É altamente solúvel e deliquecente, o que significa que tem a capacidade de absorver umidade do ar. Além disso, é muito estável em solução e não precipita facilmente. Em regiões de seca extrema no nordeste brasileiro, é necessário buscar alternativas para suprir a demanda de água, como utilizar reservatórios que não são utilizados há anos (Linhares, 2021). No entanto, é importante ressaltar que esses reservatórios podem apresentar um alto índice de cloreto dissolvido, o que indica poluição da água. Além disso, o intemperismo das rochas, a lixiviação das rochas e do solo e o lançamento indiscriminado de efluentes domésticos podem agravar a presença de águas que contêm altos níveis de cloreto.(Shen et al., 2024)

De acordo com Varol et al. (2012) e Junkes et al. (2017), o sulfato é a forma mais prevalente de enxofre e é encontrado em maior quantidade em águas superficiais devido ao lançamento de esgotos domésticos e efluentes industriais.

Na natureza, em águas naturais, o silício é encontrado principalmente no estado coloidal e em solução, na forma de partículas que contêm os colóides de SiO_4H_4 . Isso ocorre devido à estabilidade química da maioria dos minerais e à baixa solubilidade dos compostos formados a partir da decomposição das rochas. É importante ressaltar que concentrações mais elevadas de silício iônico (SiO_4H_3^-) são encontradas em águas naturais altamente básicas, o que é bastante raro na natureza (Jennerjahn et al., 2006).

4.3.2.2 Constituintes menores

As águas superficiais apresentam menor concentração de constituintes secundários, os quais estão relacionados a processos geológicos ou atividades humanas, como indústria, comércio ou contaminação devido à falta de saneamento básico. Embora ocorram menos frequentemente, esses íons têm importância para a potabilidade da água, exigindo análises com equipamentos mais avançados e manipulação mais complexa do que a análise dos constituintes principais (Lacerda; Teles; Molisani, 2007).

Algumas substâncias essenciais para o crescimento das plantas são transformadas em forma solúvel por meio de processos de transferência entre a rocha matriz e a água presente no ambiente, como a erosão das rochas e solos. Isso resulta na liberação desses nutrientes, que são então incorporados ao ciclo hidrológico das bacias de drenagem. Além disso, há também o processo de deposição atmosférica e a remineralização dos compostos orgânicos provenientes da biomassa vegetal e animal. Essa remineralização é seguida pela disponibilização dos constituintes da matéria orgânica em forma solúvel, permitindo que sejam absorvidos pelas plantas (Seitzinger et al., 2005).

Os compostos nitrogenados são substâncias que se espalham facilmente no ambiente e são responsáveis por causar problemas eutróficos, como altos níveis de nutrientes (Touhari et al., 2015). A construção de açudes no interior do estado do Ceará mostra que a contribuição predominante de nutrientes nitrogenados vem do solo, da agricultura e da pecuária. De acordo com Kumar et al. (2011), o consumo excessivo de nitrogênio em relação aos padrões ambientais pode levar à ocorrência de metemoglobinemia (“síndrome do bebê azul”), câncer de estômago, distúrbios da tireoide e diabetes.

A concentração dos carbonatos nas águas naturais depende do pH, do gás carbônico livre e total (CO_2), da temperatura e das espécies presentes em solução aquosa. Dentre esses fatores, a solubilidade dos carbonatos é principalmente afetada pela variação da solubilidade do CO_2 (Bortolin et al., 2014). Os compostos derivados de carbonatos são considerados menos solúveis do que os derivados de cloretos, devido aos processos de oxidação nas áreas atravessadas pelas águas superficiais (Reginato et al., 2012).

A presença de grupos de ortofosfatos é crucial para a análise hidroquímica das águas e fornece indícios da atividade humana em fontes naturais de água. A adição de fosfato em corpos d'água pode ser resultado da dissolução de solos rasos formados a partir das rochas anisotrópicas encontradas no interior do estado do Ceará, que possui um clima semiárido. Esse processo de dissolução mineral é provocado pelo intemperismo químico (Moraes, 2014).

4.4 Importância de ponderação de razões iônicas para explicar processos hidroquímicos em reservatórios do trópico semiárido

A ponderação de razões iônicas permite identificar quais íons estão contribuindo para a salinização e qual a intensidade dessa contribuição. Além disso, pode fornecer informações sobre a origem dos íons presentes na água do reservatório.

Os íons provenientes da dissolução de minerais presentes no solo têm diferentes razões iônicas em comparação com os íons provenientes de atividades humanas, como a agricultura e a disposição inadequada de resíduos. Desse modo, tais informações são importantes para melhor compreender a qualidade da água e identificar as principais fontes de contaminação (Gorgij; Moayeri, 2023).

Outrossim, os íons presentes na água do reservatório interagem entre si por meio de reações químicas. A ponderação de razões iônicas permite, portanto, identificar quais íons estão interagindo e como essas interações estão influenciando a qualidade da água, de modo que certos íons podem precipitar e formar depósitos que reduzem a capacidade de armazenamento do reservatório, enquanto outros íons podem interagir com impurezas e formar compostos indesejáveis (Zardari et al., 2015; Adimalla et al., 2020).

O monitoramento da qualidade da água em reservatórios do trópico semiárido é essencial para garantir a disponibilidade de água potável para a população. Desse modo, a ponderação de razões iônicas permite identificar variações na composição da água ao longo do tempo e fornecer informações sobre a evolução de processos hidroquímicos, como salinização e contaminação (Amiri; Bhattacharya; Nakhaei, 2021).

Logo, a ponderação de razões iônicas desempenha um papel importante na compreensão e explicação dos processos hidroquímicos em reservatórios do trópico semiárido, fornecendo informações sobre a salinização, origem dos íons, interações químicas e qualidade da água. Assim, essas informações são fundamentais para tomar medidas corretivas e preventivas com relação à gestão e tratamento da água, garantindo, desse modo, o uso sustentável e seguro dos recursos hídricos nessa região.

4.4.1 *Método por Número Difuso*

O método por Número Difuso é uma técnica que ganhou destaque na resolução de problemas envolvendo incertezas e imprecisões, especialmente em sistemas complexos, de modo que permite a representação de variáveis de forma flexível, ao utilizar intervalos de valores ao invés de números exatos, o que é essencial quando os dados são difusos ou incertos. Nesse cenário, a abordagem difusa é frequentemente empregada em áreas como a modelagem de processos naturais, onde as variáveis podem variar de maneira contínua e não precisa, proporcionando uma maneira mais realista de modelar fenômenos dinâmicos (Zadeh, 1965).

Uma das principais vantagens do método por Número Difuso é sua capacidade de lidar com a imprecisão, característica comum dos problemas reais. Em vez de confiar em

valores determinísticos, o método permite trabalhar com intervalos ou graus de pertença, o que é especialmente útil em sistemas com dados incompletos ou variáveis. Esse tipo de modelagem se aplica bem a problemas de previsão e análise de sistemas ambientais, onde a incerteza nos dados pode ser significativa, como é o caso da gestão de recursos hídricos em regiões com clima com elevada variabilidade (Klir; Yuan, 1995; Kamruzzaman, et al., 2020).

O conceito de número difuso vem da teoria dos conjuntos difusos, proposta por Zadeh (1965), e se baseia na ideia de que as variáveis podem assumir diferentes níveis de pertencimento a um conjunto. Em vez de uma variável ter um valor exato, ela pode ser representada por um intervalo de possíveis valores. Por exemplo, ao lidar com a qualidade da água, em vez de uma concentração exata de um contaminante, pode-se representar essa concentração como um número difuso, abrangendo uma gama de valores possíveis. Isso oferece uma maneira mais eficaz de lidar com a variabilidade natural dos sistemas e com a falta de dados precisos. (Sharma; Dharavath; Edla, 2023).

Esse método tem sido amplamente aplicado em diversas áreas, como na previsão de demanda e no controle de processos industriais, sendo particularmente útil em contextos que envolvem dados imprecisos ou incertos. No campo da gestão de recursos naturais, como na modelagem de processos hidroquímicos, os números difusos permitem simular cenários mais realistas, levando em consideração as incertezas que afetam as variáveis do sistema. De acordo com Mamdani (1977), a aplicação de números difusos proporciona um modelo mais robusto, capaz de lidar com a complexidade e a variabilidade dos processos, especialmente em situações em que a precisão dos dados não pode ser garantida.

4.4.2 Uso do Número Difuso Triangular no Mapeamento de Informações

O método por número difuso triangular é uma abordagem baseada em lógica difusa, que permite representar variáveis imprecisas ou incertas de forma eficaz. Ao contrário da lógica tradicional, que lida apenas com valores exatos, a lógica difusa trata de variáveis que podem assumir valores dentro de um intervalo, levando em consideração a incerteza dos dados. O número difuso triangular é uma das formas mais simples de números difusos, sendo frequentemente utilizado em diversos sistemas de controle e tomada de decisão (Radulović et al., 2022).

O número difuso triangular é definido por três parâmetros: a , b , e c , que representam os limites inferiores, o ponto de máxima pertinência, e o limite superior, respectivamente. A função de pertinência (que indica o grau de pertencimento de um valor a um conjunto fuzzy)

desse número é triangular, ou seja, ela assume o valor máximo (1) no ponto b, e decresce linearmente até atingir zero nos pontos a e c. A forma dessa função é caracterizada por um triângulo, e é representada graficamente com os valores de pertinência variando entre 0 e 1 (Araújo, 2017; Singh, et al., 2021).

Em termos matemáticos, a função de pertinência $\mu(x)$ de um número difuso triangular pode ser definida da seguinte forma:

$$\mu(x) = \begin{cases} \frac{x-a}{b-a} & \text{se } a \leq x < b \\ \frac{c-x}{c-b} & \text{se } b \leq x \leq c \\ 0 & \text{se } x > c \end{cases} \quad (15)$$

Em que: a é o limite inferior (onde a pertinência começa a aumentar); b é o valor central (onde a pertinência atinge o valor máximo, 1) e c é o limite superior (onde a pertinência diminui até zero).

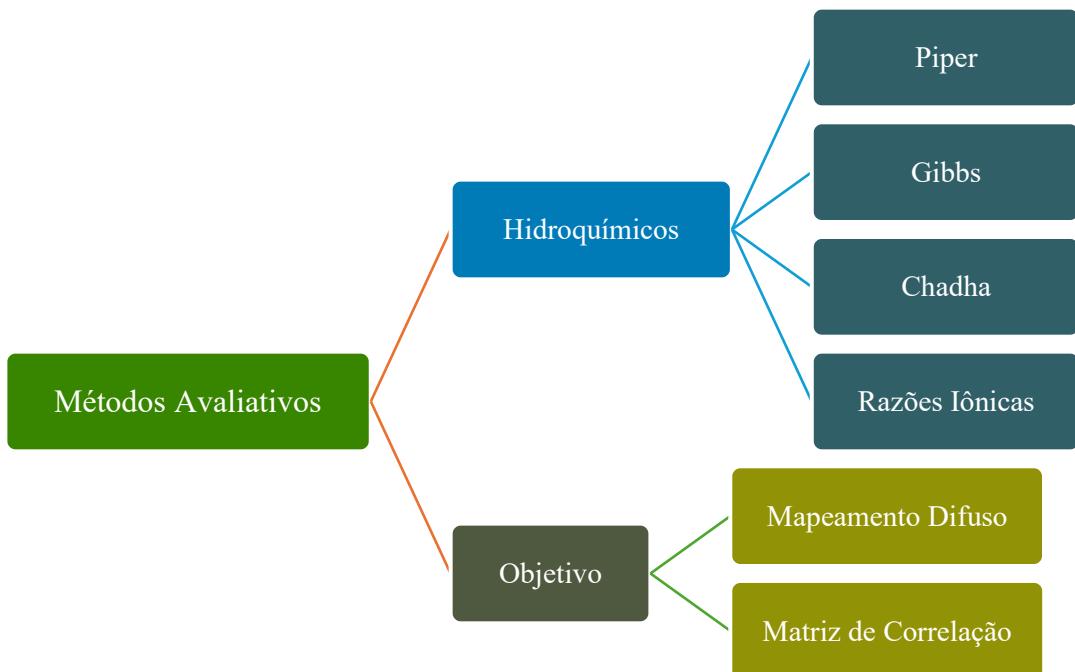
A função de pertinência de um número difuso triangular assume o valor máximo (1) em b, e decresce linearmente até se tornar zero nos pontos a e c. Isso significa que qualquer valor entre a e c tem um grau de pertinência que varia de 0 a 1, sendo o valor mais adequado o que se aproxima de b, enquanto valores mais distantes de b têm pertinência decrescente (Shao, et al., 2020).

Em termos de aplicação, o número difuso triangular é útil quando se deseja modelar uma variável que tem um valor central mais provável, mas ainda é possível que ela varie dentro de um intervalo. Isso permite que o sistema tome decisões baseadas em um intervalo de possibilidades, em vez de um valor fixo e preciso, o que é comum em muitas situações do mundo real.

4.5 Metodologia

Os parâmetros avaliados no estudo foram separados em quatro subdivisões com seus respectivos métodos. A Figura 6 apresenta o fluxograma com a metodologia aplicada na pesquisa.

Figura 6: Fluxograma com a descrição dos métodos avaliativos aplicados no estudo.



Fonte: Autor (2025).

4.5.1 Processamento Hidroquímicos

A composição química das águas na área de estudo foi analisada em termos dos constituintes iônicos maiores, tais como o cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), potássio (K^+), cloreto (Cl^-), bicarbonato (HCO_3^-), carbonato (CO_3^{2-}) e sulfato (SO_4^{2-}), dos constituintes iônicos menores: nitrato (NO_3^-) e dos parâmetros físico-químicos: pH e condutividade elétrica (CE).

Foram utilizados 2.640 registros de análises hidroquímicas, distribuídos de forma equitativa entre os cinco reservatórios estudados na Bacia do Curu. Os dados foram fornecidos pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos do Ceará (COGERH) e obtidos por meio de procedimentos analíticos padronizados, seguindo as metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2023).

Contudo, os resultados geoquímicos foram representados graficamente no diagrama trilinear de Piper, e de Gibbs e Chadha, utilizando o software *Origin Pro*.

Em seguida, com o objetivo de analisar os principais processos de trocas iônicas que ocorrem nas águas superficiais, utilizou-se o diagrama de Gibbs, o qual permite avaliar a importância dos mecanismos que controlam a composição química dos sais dissolvidos na água. As razões iônicas são calculadas considerando as concentrações em mg/L. Nestes diagramas,

concentrações de STD são plotadas em relação a GR1 ($\text{Na}^+ + \text{K}^+ / \text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+}$) e GR2 ($\text{Cl}^- / \text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-$).

Por fim, também foi aplicado o diagrama de Chadha (1999), com o intuito de identificar os processos dominantes nas águas e as principais espécies químicas envolvidas. Para definir a classificação das águas, o diagrama de Chadha é composto por um campo retangular, dividido em oito subcampos, cada um representando o tipo de água (Tabela 19). Neste caso os cômputos são expressos em meq/L.

Tabela 20: Descrições de cada subcampo para o Diagrama de Chadha.

Subcampos	Descrição
1. $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{Na}^+ + \text{K}^+)$	Predominância de sedimentos alcalinos
2. $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$	Predominância de metais alcalinos
3. $(\text{HCO}_3^-) - (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$	Predominância de ânions de menor mobilidade
4. $(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}) - (\text{HCO}_3^-)$	Predominância de ânions de maior mobilidade
5. $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) - (\text{HCO}_3^-)$	Predominância de sedimentos alcalinos e ânions móveis
6. $(\text{Ca}^{2+} - \text{Mg}^{2+}) - (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$	Predominância de sedimentos alcalinos e ânions pouco móveis
7. $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) - (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$	Predominância de metais alcalinos e cátions móveis
8. $(\text{Na}^+ + \text{K}^+) - (\text{HCO}_3^-)$	Predominância de metais alcalinos e cátions pouco móveis

Fonte: Chadha (1999).

Já os fatores que influenciam a mudança da composição química das águas podem ser investigados pela relação gráfica da diferença das concentrações em miliequivalentes de ácidos fracos (HCO_3^-) e fortes (Cl^- e SO_4^{2-}) versus a diferença dos elementos alcalino-terrosos (Ca^{2+} e Mg^{2+}) e alcalinos (Na^+ e K^+).

Ademais, a análise de razões iônicas (massa, molar ou equivalentes) foi utilizada para determinar o mecanismo dominante no conteúdo iônico das águas amostradas. Adotaram-se as proposições de interpretação de Tellam, Lloyd, Walters (1986), Housnlow (1995), Beaucaire et al. (1999), Appelo e Postma, (1999), Krimissa, (2004). O resumo das razões utilizadas e as respectivas interpretações sugeridas estão disponíveis no Tabela 20.

Tabela 21: Sumário das razões iônicas (em meq/L).

Razões	Valores	Inferência
$\frac{Na^+}{Na^+ + Cl^-}$	$> 0,5$ $= 0,5$ $< 0,5$ (STD > 500) $< 0,5$ (STD < 500 > 0) $< 0,5$ (STD < 50)	Outras fontes de Na^+ que não halita: albita, troca iônica Halita em solução Abrandamento reverso, água do mar Erro analítico Água de chuva
$\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+} + SO_4^{2-}}$	$= 0,5$ $< 0,5$ pH < 5,5 $> 0,5$ pH neutro $> 0,5$	Dissolução da gipsita Oxidação da pirita Remoção de cálcio – trocas iônicas Outras fontes de Ca^{2+} que não gipsita: carbonatos ou silicatos
$\frac{Na^+}{Cl^-}$	$> 1,4$ > 1 e $< 1,4$ < 1 $= 1$ $0,86 - 1,0$	Trocas iônicas normais, lixiviado mineral Água em fluxo subsuperficial Trocas reversas, tempo de residência longo o suficiente para estabelecer equilíbrio com aluminossilicatos secundários Halita em solução Precipitação de origem marinha
$\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+} - SO_4^{2-} - HCO_3^-}{Cl^-}$	< 0 > 0	Trocas normais Trocas reversas

Fonte: baseada em Hounslow (1995); Tellam, Lloyd e Wallters (1986); Appelo e Postma, (1999); Beaucaire et al. (1999); Krimissa (2004).

Os índices cloro-alcalinos (CAI-1 e CAI-2) propostos por Schoeller foram utilizados para identificar trocas iônicas específicas (Zaidi et al., 2015; Gugulothu et al., 2022). Esses índices permitem identificar se há substituição de cátions alcalinos (Na^+ e K^+) por cátions alcalino-terrosos (Ca^{2+} e Mg^{2+}) no meio aquoso, ou o inverso. A interpretação do índice encontra-se na Tabela 21 abaixo.

Tabela 22: Interpretação do processo de troca iônica dos CAIs.

Valor do índice	Processo	Significado
CAI > 0	Troca iônica direta	Liberação de Na^+ e K^+ e absorção de Ca^{2+} e Mg^{2+} pelo meio sólido, troca catiônica.
CAI < 0	Troca iônica reversa	Liberação de Ca^{2+} e Mg^{2+} e absorção de Na^+ e K^+ pelo meio sólido, troca cátion-anion.

Fonte: Adaptação, Yang et al. (2022); Wang et al. (2022).

A área dos índices cloro-alcalinos é calculada a partir da equação matemática 13 e 14 mostrada anteriormente.

4.5.2 Análise estatística

Métodos estatísticos multivariados foram conduzidos em todas as amostras de água, incluindo análises de correlação e fatoriais. Esta análise explorou as semelhanças e possíveis relações entre os parâmetros químicos e físicos na água superficial (Isawi et al., 2016). Os parâmetros físico-químicos foram analisados usando o *software* Origin Pro. A análise de correlação de Pearson foi utilizada para determinar as relações entre os parâmetros hidroquímicos individuais. O critério de Kaiser (1960) foi aplicado para filtrar fatores com autovalores menores que 1,0, e a rotação varimax foi usada para ajustar os fatores extraídos. Um coeficiente de correlação abaixo de 0,5 indica uma correlação ruim, enquanto um coeficiente acima de 0,5 sugere uma boa correlação.

Mapeamento Difuso

O mapeamento *fuzzy* permite interpretar incertezas e transições, através do conceito. Os fundamentos da aritmética *fuzzy* foram aplicados ao estudo das correlações iônicas pela abordagem do Índice de concordância *fuzzy* (ICF). Em razão de sua simplicidade, foi aqui adotado como função de pertinência, o número difuso triangular (NFT), (Kaufmann; Gupta, 1991; Klir; Yuan, 1995, Araújo, 2017). Foram admitidos três valores: mínimo (mín. $\mu = 0$), máximo (máx. $\mu = 0$) e mais provável (mpv. $\mu = 1$), correspondendo à média.

A adoção deste parâmetro estatístico baseou-se na afirmação de McBean e Rovers (1998), de que a maioria dos fenômenos ambientais, quando analisados em sua distribuição estatística, tende a mostrar cauda alongada à direita, cuja média aritmética permanece com parâmetro mais representativo do valor central do fenômeno ambiental.

4.6 Resultados e Discussão

4.6.1 Processos Hidroquímicos

As fácies hidroquímicas foram definidas como denotam o aspecto químico diagnóstico de soluções de água que ocorrem em sistemas hidrológicos, que refletem a resposta de processos químicos na estrutura litológica e o padrão de fluxo de água nela (Giménez-Forcada, 2014; Jain et al., 2018). O Diagrama de Piper apresenta informações abrangentes sobre fácies hidroquímicas e tipos de água superficial (Chen et al., 2020; Pant et al., 2018; Piper, 1944).

A caracterização hidroquímica das águas superficiais dos reservatórios Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca foi realizada por meio do Diagrama de Piper (Figura 7 e 8), considerando dados obtidos no período de 2018 a 2023, restritos aos meses correspondentes à chuvoso e estiagem (primeiro e segundo semestre de cada ano). Essa abordagem permite avaliar a evolução da composição iônica predominante em um contexto de menor recarga hídrica. A concentração iônica média (mg/L) para os reservatórios foi observada na ordem de $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ para os cátions e $\text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^-$ para os ânions.

No período chuvoso, com base na projeção das amostras no losango central, observou-se que a maior concentração dos pontos amostrais se encontra nas regiões 3 e 4, correspondendo, respectivamente, às águas bicarbonatadas sódicas (76,67%) e às águas bicarbonatadas cálcicas ou magnesianas (16,67%). Esse predomínio sugere que na região ocorre processo de troca iônica em que íons cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) são substituídos por sódio (Na^+), comumente associado à presença de minerais argilosos, solos salinizados ou maior tempo de residência da água no reservatório. O mesmo comportamento foi verificado por Silva, Barbosa e Santos (2021) ao analisarem a composição química das águas subterrâneas na região centro-sul da Bahia, que compreende a folha Amargosa.

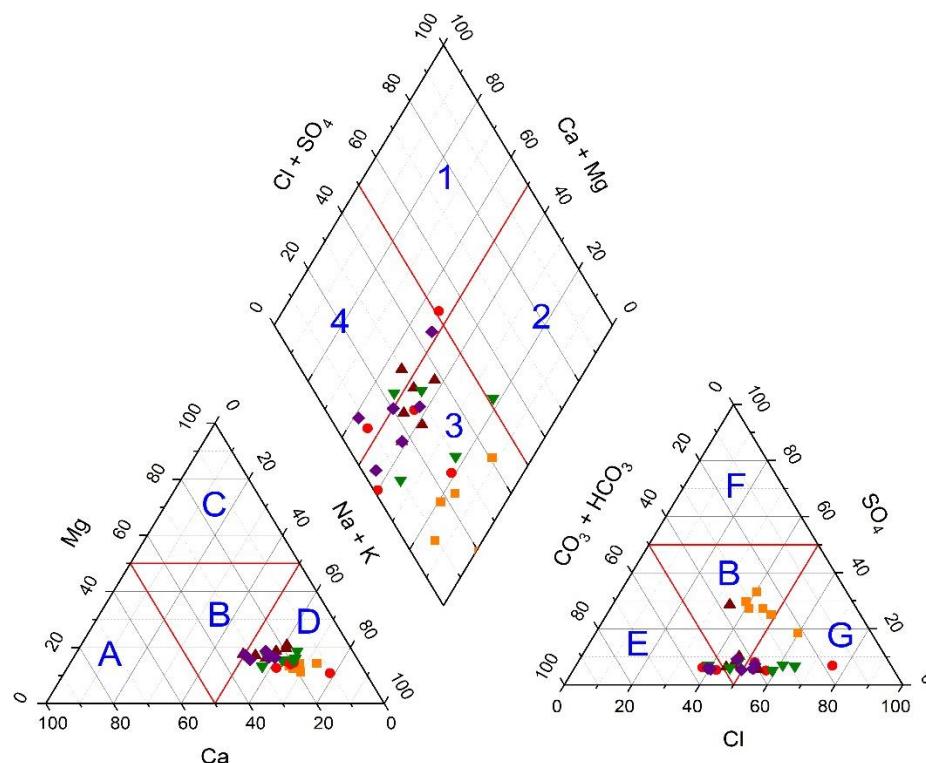
Batista (2019) ao pesquisar as alterações hidroquímicas em reservatórios do dos açudes de Banabuiú e Pedras Brancas, Pentecoste e Jaburu I observou que o processo de lixiviação permite excesso de Ca^{2+} e Mg^{2+} , o que provoca absorção desses cátions pela água e liberação de Na^+ . Após isso, a troca reversa causa dissolução dos cátions e retorno do sódio ao solo, mesma condição encontrada para o estudo em questão.

Já a fácie bicarbonatada cálcica/magnesiana (Região 4) representa águas de característica natural, com influência predominante da dissolução de minerais carbonáticos (calcita e dolomita), indicando áreas de recarga recente (Pereira et al. 2006).

Laraqui (1991), Santos et al. (2000) e Kreis (2021) dizem que acúmulo de sais nas águas superficiais é essencialmente devido à lixiviação dos sais acumulados na bacia pelas chuvas, às altas taxas de evaporação, ao mau dimensionamento dos reservatórios, bem como o uso irregular das águas contidas neles.

Porém, a menor proporção de amostras nas regiões 1 e 2 (3,33% cada) sugere ocorrência pontual de águas com maior contribuição de íons cloreto e sulfato, provavelmente associada à lixiviação de sais solúveis, dissolução de evaporitos ou influência de cargas residuais de uso agropecuário e escoamento superficial (Yanyan et al. 2020).

Figura 7: Diagrama de Piper no período chuvoso (primeiro semestre de cada ano).



- Caxitoré
- Frios
- ▲ General_Sampaio
- ▼ Pentecoste
- ◆ Tejuçuoca
- 1 - Águas Sulfatadas/ Cloretadas/ Cálcicas/ Magnesianas
- 2 - Águas Sulfatadas ou Cloretadas Sódicas
- 3 - Águas Bicarbonatadas Sódicas
- 4 - Águas Bicarbonatadas Cálcicas ou Magnesianas
- A - Águas Cálcicas
- B - Águas Mistas
- C - Águas Magnesianas
- D - Águas Sódicas
- E - Águas Bicarbonatas
- F - Águas Sulfatadas
- G - Águas Cloretadas

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Ao analisar o triângulo dos cátions, observa-se uma concentração significativa das amostras na região D (100%), indicando predominância de águas sódicas. Essa tipologia reforça a influência da troca iônica cálcio por sódio, evidenciando processos geoquímicos associados ao intemperismo de minerais feldspáticos e argilas sódicas. A predominância do sódio como cátion principal, mesmo nas amostras classificadas como bicarbonatadas, sugere uma tendência de sodificação em determinadas áreas, com possíveis implicações para o uso agrícola da água (MacKenzie e Garrels, 1971; Hem, 1985; Giambastiani et al., 2013; Kanna et al., 2023).

No triângulo dos ânions, a maioria das amostras distribuiu-se nas regiões B (água mistas, 50%) e G (água cloretadas, 33,33%), com menor concentração na região E (água bicarbonatada, 16,67%). As águas mistas indicam uma combinação equilibrada de bicarbonatos, cloretos e sulfatos, refletindo influência de múltiplas fontes geológicas e possíveis contaminações difusas. De acordo com Araújo Neto et al. (2014), a presença de águas cloretadas na estação chuvosa deve estar relacionada aos resíduos de fertilizantes cloretados e cargas de esgotos domésticos provenientes da contribuição do escoamento neste período.

Esse contexto é compatível com o levantamento realizado por Kreis (2021) ao dizer que as águas dos açudes com um teor em STD < 300 mg/L apresentam fácie bicarbonatada cálcica e sódica, enquanto águas com STD > 300 mg/L apresentam fácie essencialmente cloretada sódica.

Ao analisar as fáceis geoquímicas para os açudes estudados no período de estiagem, nota-se que no gráfico dos cátions, as amostras se concentram na região D correspondentes às águas sódicas, mesma classificação para o período chuvoso.

Em relação aos resultados encontrados no triângulo dos ânions, as amostras também se distribuíram na região das águas Mistas (B) com 60% e águas cloretadas (G) com 30%, sugerindo possível influência de processos locais de salinização, evapoconcentração ou aporte de sais provenientes das margens ou do fundo do reservatório durante o período seco. Contextualizando com o estudo, Zhang et al. (2019) relacionaram a salinização do Lago Qingtu na China com o fenômeno da forte evaporação da água superficial e consequente precipitação de sais no fundo do reservatório.

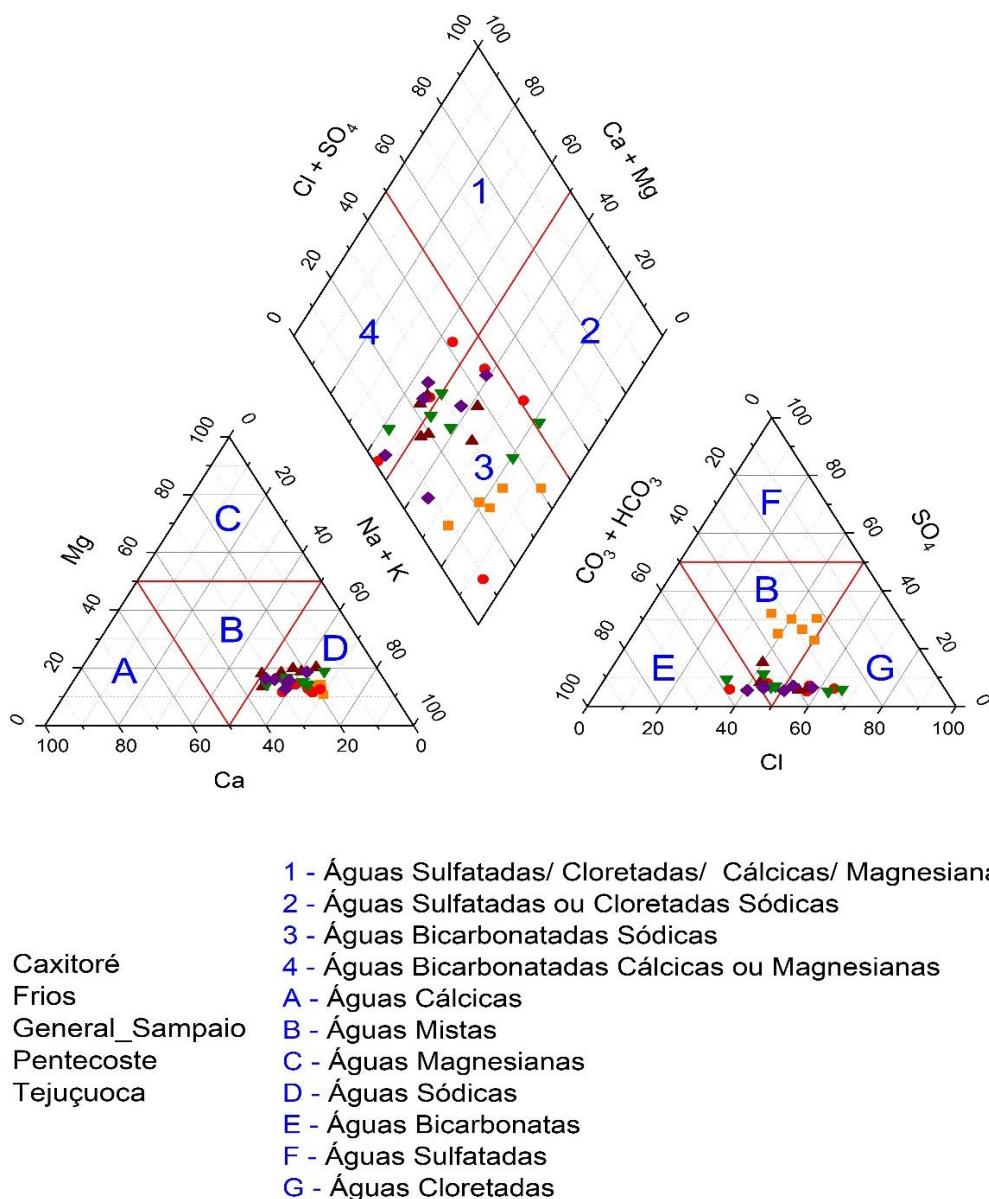
Ainda nas fáceis aniônicas, 10% das amostras são classificadas como bicarbonatadas (E), compatível com ambientes onde os processos de lixiviação e a baixa atividade evaporítica ainda mantêm a dominância de bicarbonato (HCO_3^-).

A projeção desses dados no losango central do diagrama evidenciou que 93,33% das águas dos reservatórios analisados se enquadram na zona 3 e 4, correspondente a águas

bicarbonatadas sódicas (63,33%) e águas bicarbonatadas cárnicas ou magnesianas (30,00%), respectivamente. Esse padrão é característico de águas superficiais de regiões semiáridas durante o período de estiagem, nas quais a evaporação intensifica a concentração iônica, mas sem que o bicarbonato perca sua predominância.

Em contrapartida, 6,67% das amostras analisadas, a saber, Pentecoste e Frios, localizaram-se na zona 2, indicando águas sulfatadas ou cloretadas sódicas. Segundo Yanyan et al. (2020) esse comportamento sinaliza ambientes sujeitos a maior evapoconcentração, lixiviação de sais ou aporte de cargas iônicas por processos antrópicos ou naturais, especialmente durante o período de estiagem.

Figura 8: Diagrama de Piper no período de estiagem (segundo semestre de cada ano).



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Conforme a classificação apresentada na legenda dos diagramas de Piper, observa-se que o tipo de água predominante nos dois períodos é a bicarbonatada sódica (Campo 3), característica comum em ambientes semiáridos, onde a lixiviação de minerais sódicos e a precipitação de carbonatos e sulfatos de cálcio e magnésio favorecem a concentração de bicarbonato e sódio nas águas superficiais (Hem, 1985).

Corroborando com o estudo em questão, Qiang et al. (2024) ao realizarem um estudo comparativo em áreas de irrigação e não irrigação, na Planície de Guanzhong, na China. Ilustram que amostras de água subterrânea em áreas de não irrigação predominantemente se enquadram nas Zonas 3 e 4, enquanto amostras de áreas de irrigação se deslocam para as Zonas 1 e 2.

Adicionalmente, vale destacar que dos reservatórios estudados, o de Caxitoré apresentou maior homogeneidade e estabilidade hidroquímica, com todas as amostras inseridas na zona 3. Já os açudes Frios e Pentecostes apresentam diversidades hidroquímicas. Observa-se a presença de águas bicarbonatadas sódicas e cloretadas, em ambos os períodos, refletindo maior heterogeneidade litológica e possível influência de sais dissolvidos, o que pode estar relacionado a práticas agrícolas, alterações naturais nas rochas hospedeiras e ou lixiviação nas bacias de drenagem.

Essas alterações sazonais na composição hidroquímica das águas superficiais são consistentes com as condições climáticas da região, marcadas por forte sazonalidade pluviométrica e elevadas taxas de evaporação durante o período de estiagem. Shanyengana et al., (2004), Jiang et al. (2015) também têm mostrado que a alta taxa de evaporação e radiação solar, associados a baixas taxas de precipitação, levam ao aumento na concentração de certos íons, elevando a salinidade.

Entretanto, embora, em condições ideais, seja esperado que o início da estação chuvosa provoque a diluição dos íons dissolvidos na água, o comportamento no reservatório pode ser o inverso. Esse aumento das concentrações iônicas pode estar associado ao carreamento de sedimentos e de sais solúveis acumulados na bacia de drenagem durante a estiagem. As precipitações intensas favorecem o escoamento superficial, transportando partículas de solo, matéria orgânica e íons previamente retidos nas áreas adjacentes, os quais, ao atingirem o reservatório, elevam a carga iônica da coluna (Damasceno et al., 2021).

Tal afirmativa, foi registrada por Carvalho e Souza (2022) ao evidenciarem a ocorrência de salinização em 75% das amostras superficiais, no município de Carnaúba dos Dantas - RN, mesmo no início do período chuvoso, indicando uma possível contribuição dos

sedimentos da bacia de drenagem e eventualmente carreados para os corpos superficiais. Além disso, a exposição do leito de corpos superficiais sob influência atmosférica é compatível com a concentração de íons precipitados em ambiente oxidante durante o período seco e sua posterior diluição no início do período chuvoso, aumentando a salinidade. Condição esta, constatada no presente estudo.

Para melhor esclarecimento da determinação dos íons principais utilizou-se o diagrama de Gibbs, elucidando os processos naturais que afetam a composição hidroquímica de corpos d'água (Qu et al., 2019). Identificando a influência da precipitação, evaporação e intemperismo das rochas nas águas (Gibbs, 1970).

O diagrama de Gibbs (Figura 9) apresenta a distribuição das amostras coletadas no açude de Caxitoré ao longo do período de estudo (2018–2023). Observa-se que a maioria dos pontos se concentra na região intermediária do diagrama, associada à dominância de intemperismo de rochas, com valores de STD variando entre aproximadamente 290 e 750 mg/L e razões iônicas na faixa de 0,73 a 0,85 para $\text{Na}^+/(\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ e 0,3 a 0,59 para $\text{Cl}^-/(\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$.

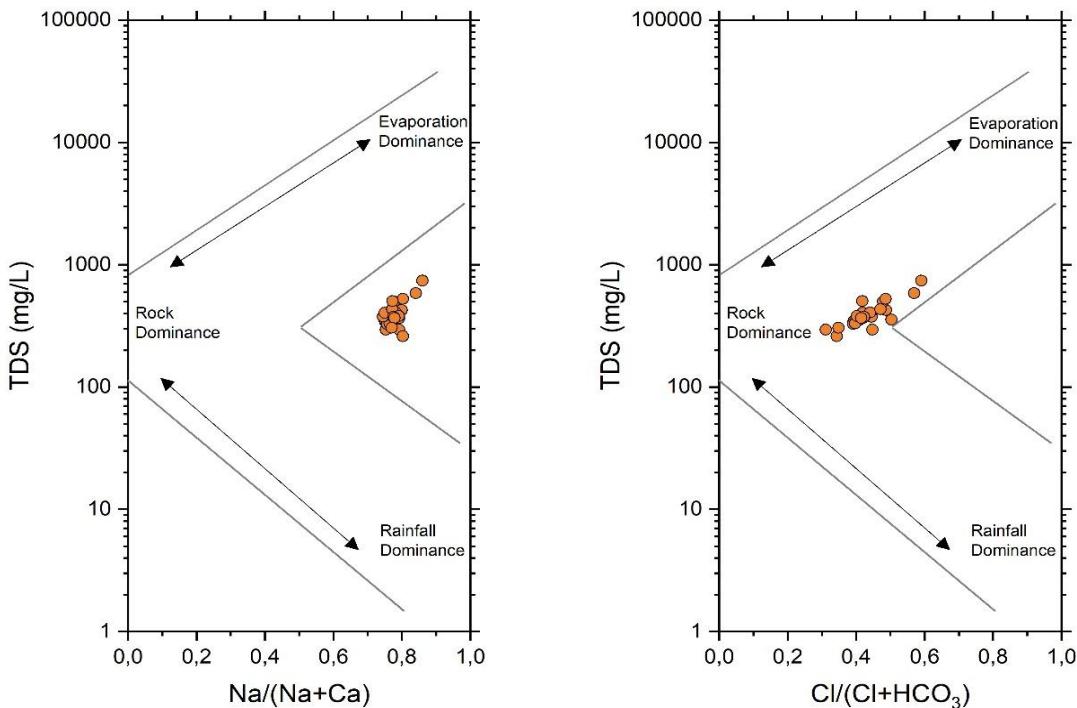
A concentração intermediária de STD e as razões iônicas elevadas de sódio e cloreto indicam que os processos geoquímicos predominantes no açude de Caxitoré estão associados à dissolução de minerais presentes nas rochas da bacia de drenagem. Resultados similares foram relatados por Alves et al. (2021) em reservatórios localizados no semiárido de Sergipe, onde o intemperismo químico de silicatos alcalinos e a contribuição secundária da evaporação foram identificados como os principais mecanismos de controle das características físico-químicas das águas superficiais.

A leve dispersão dos pontos para valores mais altos de $\text{Na}^+/(\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ e $\text{Cl}^-/(\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ também evidencia a atuação de processos evaporativos, ainda que de forma menos intensa. Isso pode ser atribuído à alta taxa de evaporação regional, especialmente no período seco (agosto a dezembro), conforme relatado por Souza et al. (2023), que documentaram elevações significativas de STD e concentração de íons conservativos, como Na^+ e Cl^- , associadas à evaporação superficial em reservatórios do Nordeste.

É importante ressaltar que o domínio de intemperismo de rochas evidenciado para o açude de Caxitoré é compatível com a geologia local, caracterizada pela presença de rochas graníticas, gnáissicas e migmatitos, suscetíveis a processos de alteração química, com liberação de íons majoritários para o meio aquático (Diagnóstico da Região Hidrográfica do Curu, 2021). Além disso, a escassez de aportes hídricos durante o período seco e o elevado tempo de

residência da água no reservatório favorecem o acúmulo de sais dissolvidos, intensificando as relações iônicas, sem conduzir o sistema a níveis de salinização compatíveis com áreas sujeitas à evaporação extrema (Rabelo et al., 2021).

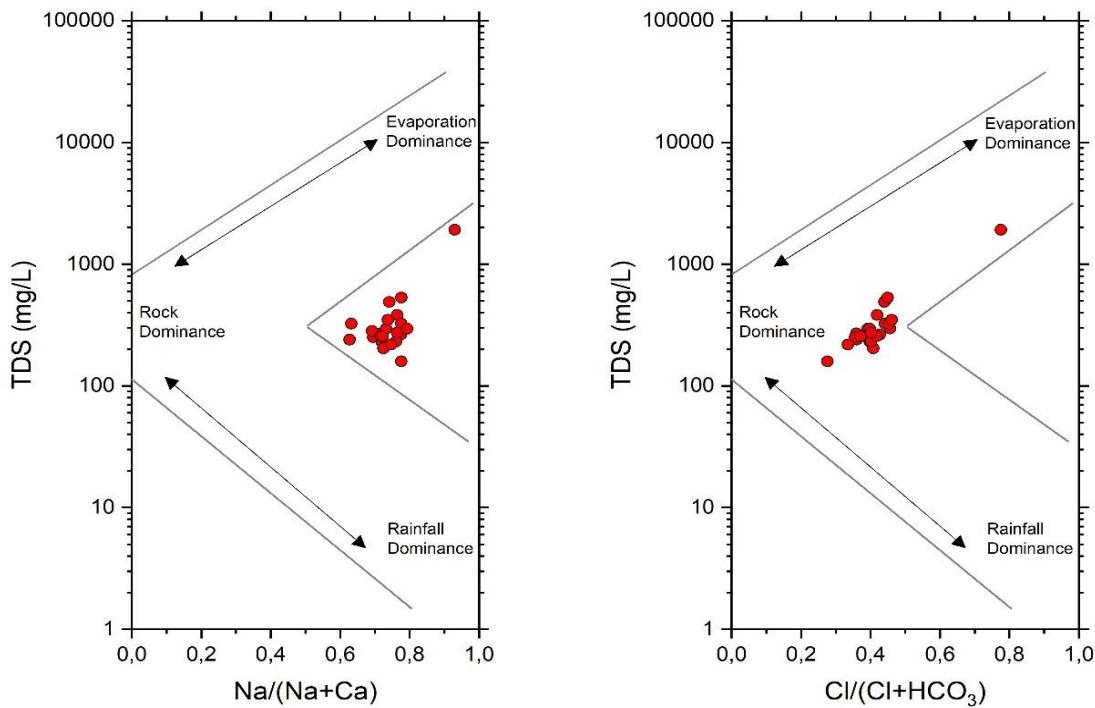
Figura 9: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude Caxitoré.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

As análises hidroquímicas realizadas para o açude Frios (Figura 10), evidenciam que a maioria das amostras se posiciona na zona de dominância de intemperismo de rochas, com valores de STD, média por semestre, variando entre 208 e 1124 mg/L, razão catiônica entre 0,63 e 0,76, e aniônica entre 0,32 e 0,61. Esse padrão é típico de sistemas superficiais em regiões semiáridas, onde o controle químico da água é exercido principalmente pela liberação de íons a partir de silicatos e carbonatos. Similarmente, Monteiro et al. (2022) relatam controle hidroquímico favorecido por intemperismo de rochas em reservatórios do Nordeste do Brasil, com evidência de mobilidade iônica típica desse processo geoquímico, resultando em níveis muito altos de Na^+ e Cl^- .

Figura 10: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude Frios.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

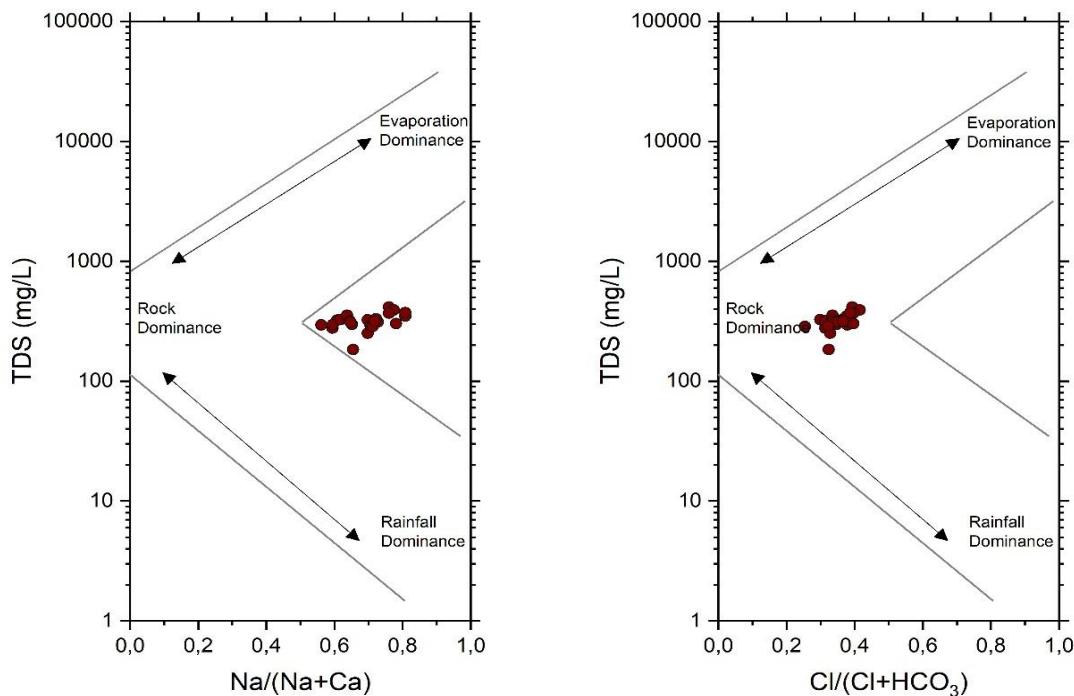
As razões catiônicas e aniônicas nas amostras de águas do açude Frios apontam de forma mais acentuada o impacto da pluviometria. A Figura 10 aponta que o mecanismo de evaporação teve efeito mais acentuado que nos demais reservatórios analisados, de forma que as chuvas abaixo da média influenciaram mais as razões iônicas. Apesar da interação litológica ser clara, deve ser dada atenção para o deslocamento das razões em direção à zona de evaporação. Os resultados sugerem que a interação entre as rochas e as águas superficiais foi mais destacada devido aos elevados índices de sódio. Isso é semelhante aos achados de Lima et al. (2017), que estudaram as águas do rio das Cobras em uma bacia no Rio Grande do Norte, no semiárido brasileiro.

Estudos mais abrangentes, como o trabalho de Batista (2019), envolvendo quatro reservatórios cearenses, demonstraram que a variabilidade hidroclimática, especialmente a relação entre volume hídrico e razões iônicas, tem influência significativa sobre a composição química superficial, estabilizada por intemperismo e amplificada pela evaporação. Essas evidências apoiam a importância da abordagem sazonal para a análise dos dados do Frios.

Já nos diagramas referentes ao açude General Sampaio (Figura 11), observou-se que a totalidade das amostras se distribuem predominantemente na zona de domínio da interação água-rocha para ambos os gráficos, $\text{Na}^+/\text{(Na}^++\text{Ca}^{2+})$ versus STD e $\text{Cl}^-/\text{(Cl}^-+\text{HCO}_3^-)$ versus STD, como valores para sólidos totais dissolvidos entre 301 a 381 mg/L. Tal

comportamento indica que a geoquímica da água é controlada majoritariamente pela dissolução de minerais presentes nas rochas da bacia de drenagem, principalmente silicatos e, em menor escala, evaporitos. Estudos de Raj e Shaji (2017) também relataram padrão semelhante nas águas do Sul da Índia, associando essa dominância a características geoambientais, aferindo a relação entre a composição da água e as características litológicas.

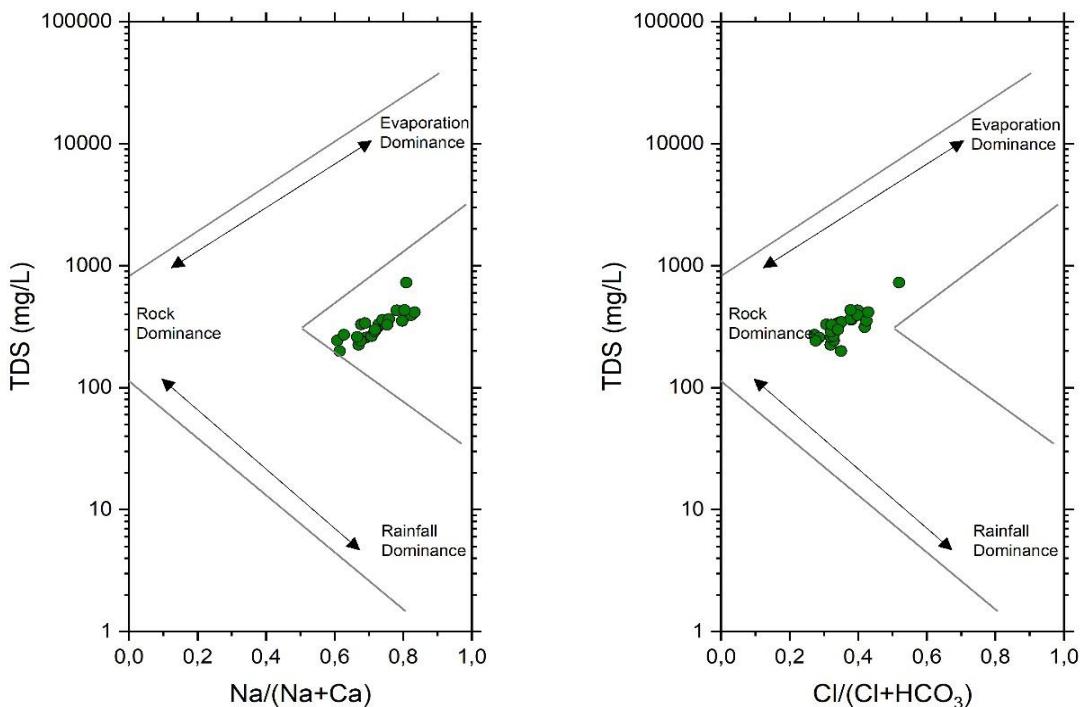
Figura 11: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude General Sampaio.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

No caso do açude Pentecoste (Figura 12), os dados igualmente se concentraram na faixa de domínio de interação água-rocha. Contudo, verificou-se um leve deslocamento de algumas amostras em direção ao campo de evaporação/cristalização no diagrama de $\text{Na}^+/(\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$, variando entre 0,560 e 0,792. Isso sugere influência adicional do processo evaporativo. Tal interpretação é reforçada pelos resultados de Silva e Lima (2023), que identificaram aumento da salinidade em períodos de estiagem prolongada, favorecendo a concentração de sais em reservatórios do Pernambuco. Segundo Gibbs (1970) e suporte empírico de Singh et al. (2020), o deslocamento para valores mais altos de STD e $\text{Na}^+/(\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ é indicativo clássico da influência da evaporação intensa em regiões áridas e semiáridas, fator comum na região estudada, especialmente no segundo semestre.

Figura 12: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude Pentecoste.

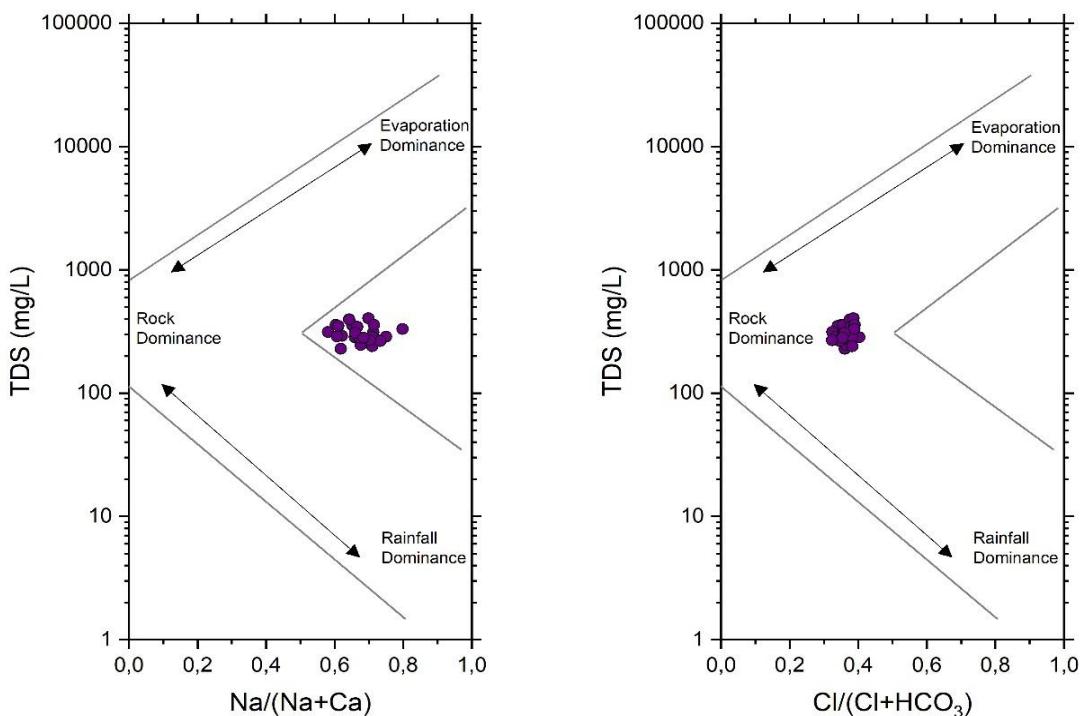


Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

O gráfico acima demonstra maior interação das rochas, seguida de uma tendência à influência da evaporação. Para Baird e Cann (2011), a lixiviação e erosão provocada pela variabilidade pluviométrica causa o carreamento de íons sódio, outro aspecto é proximidade litorânea do reservatório de Pentecoste, sendo assim, influenciado pela intrusão marinha (Santos et al., 2010).

Por fim, os resultados para o açude Tejuçuoca (Figura 13), com STD entre 275 e 377 mg/L, diagrama catiônico de 0,565 a 0,729 e diagrama dos ânions com média 0,360; revelaram comportamento semelhante aos demais, com a totalidade das amostras agrupada na zona de domínio de interação água-rocha, sem evidências significativas de influência pluviométrica ou de processos evaporativos acentuados. A baixa variabilidade dos dados e a concentração restrita no campo intermediário sugerem estabilidade geoquímica da água.

Figura 13: Diagrama de Gibbs sobre processos que controlam a química das águas no açude Tejuçuoca.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Conforme mostrado nas Figura 9 a Figura 13, a maioria das amostras cai na zona de dominância das rochas, sugerindo que o intemperismo das rochas ou as interações rocha-água são as fontes primárias que controlam a química das águas subterrâneas e a evolução hidroquímica. Apenas algumas amostras foram influenciadas pela evaporação devido à período de estiagem e ao volume disponível dos reservatórios, mesmo comportamento encontrado por Siraj et al. (2023) ao analisarem as águas superficiais e subterrâneas no rio Tamsa (Tons), Jalalpur, na Índia.

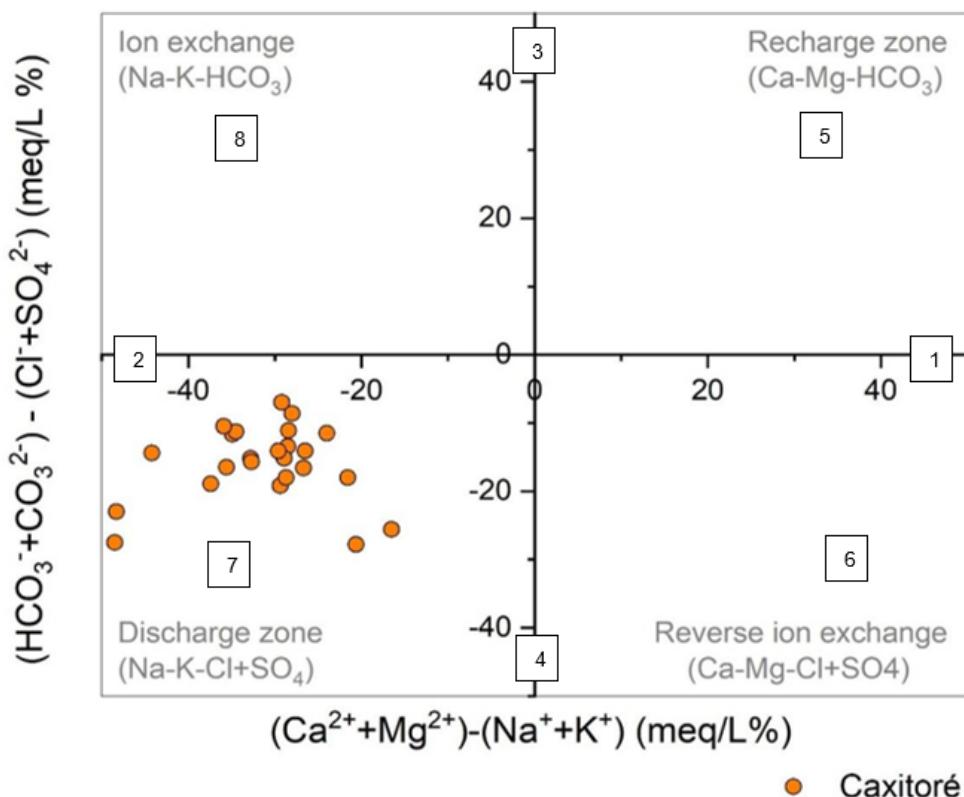
Embassando o estudo, Ma et al. (2019) argumentam que pode haver influência da geologia regional nas condições hidroquímicas e hidrológicas da bacia hidrográfica. Os autores colocam que a estrutura geológica e a correspondente condição hidrogeológica podem ser fatores principais de controle na química de águas superficiais.

Outros estudos realizados em reservatórios de regiões semiáridas da Índia, China, Nigéria, Paquistão e América do Sul (Alzahrani et al., 2025; Wang et al., 2022; Qiang et al., 2024; Silva et al., 2021; Ekwere et al., 2023; Samtio et al., 2023) corroboram os resultados obtidos para os reservatórios estudados ao apontarem que, em ambientes de clima semiárido, a predominância de intemperismo de rochas como fator de controle hidroquímico é a regra, enquanto a evaporação atua de forma secundária, modulada pela sazonalidade hídrica e pela morfometria do corpo hídrico.

Ainda de acordo com os resultados, todos os pontos plotados para as razões catiônicas encontram-se fora do boomerang. Segundo Pereira et al. (2006), estudando a salinidade de águas superficiais no estado do Ceará, dizem que esse tipo de comportamento pode ser explicado pelo processo de precipitação/evaporação. Estas águas seriam derivadas das precipitações (campo inferior do bumerangue), pouco mineralizadas, e mostram deslocamento vertical no diagrama devido à evaporação, sem sofrerem significativa mudança na composição química. O mecanismo recorrente de precipitação e rápida evaporação, que acarreta uma interação água/rocha menos expressiva e, consequentemente, águas menos mineralizadas, fica evidente nos resultados de Taheri et al. (2017) e Li et al. (2020).

A fim de representar de forma mais precisa a geoquímica das águas superficiais da área investigada o diagrama de Chadha foi utilizado. As amostras de água coletadas no açude Caxitoré (Figura 14) foram distribuídas em oito grupos distintos no referido diagrama, sendo que todas as amostras analisadas se posicionaram na zona 7, correspondente à tipologia $\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^- - \text{Na}^+$. Essa classificação indica a predominância de metais alcalinos e cátions móveis no reservatório, ou seja, os metais alcalinos (Na^+ e K^+) e os ânions de ácidos fortes (Cl^- e SO_4^{2-}) excedem, respectivamente, os metais alcalino-terrosos (Ca^{2+} e Mg^{2+}) e os ânions de ácidos fracos (HCO_3^- e CO_3^{2-}), tratam-se, portanto, de águas cloretadas sódicas (Batista, 2019).

Figura 14: Fácies hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude Caxitoré.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Esse comportamento geoquímico caracteriza as águas como sódicas, associadas a íons de maior mobilidade, o que pode refletir processos de salinização, com implicações tanto para o uso na irrigação quanto para o abastecimento humano, conforme discutido por Chadha (1999) e Lanjwani et al. (2021). Corroborando os resultados obtidos no presente estudo, trabalhos desenvolvidos por Li et al. (2018) na China e por Samtio et al. (2023) no Paquistão, ao avaliarem as características hidroquímicas de recursos hídricos subterrâneos em ambientes semiáridos, também identificaram predominância de águas sódicas associadas a elevados teores de Cl^- e SO_4^{2-} , semelhantes aos padrões observados no açude Caxitoré.

No Diagrama de Chadha elaborado para o reservatório Frios (Figura 15), verificou-se que a maior parte das amostras, correspondendo a 75%, se concentrou no subcampo 7, caracterizado pela predominância de metais alcalinos e cátions móveis. Além disso, 8,3% das amostras foram alocadas no subcampo 8, com predominância de metais alcalinos e cátions pouco móveis, indicando um excesso de alcalinidade do tipo de água ou troca catiônica ($\text{Na}^+ - \text{HCO}_3^-$). Refere-se aos conteúdos de $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ e $(\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-})$ em excesso dos conteúdos de $(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})$ e $(\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})$, resultando na contribuição de CO_2 para as águas (Subba Rao et al., 2017).

O subcampo 2 (8,3%) evidenciam predominância de metais alcalinos ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) sobre metais alcalino-terrosos ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$), indicando maior contribuição de minerais sódicos e potássicos, possivelmente oriundos do intemperismo de feldspatos, em detrimento de fontes calcárias ou dolomíticas. Observa-se também maior presença de ânions pouco móveis ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) do que de ânions de maior mobilidade, configurando águas menos mineralizadas, possivelmente associadas a áreas de recarga recente ou influência de águas subsuperficiais menos evoluídas, ou seja, a água é controlada, predominantemente, pela dissolução natural de minerais na bacia de drenagem, essa água geralmente deposita carbonato de sódio residual no uso de irrigação (Yussibnosh et al., 2023).

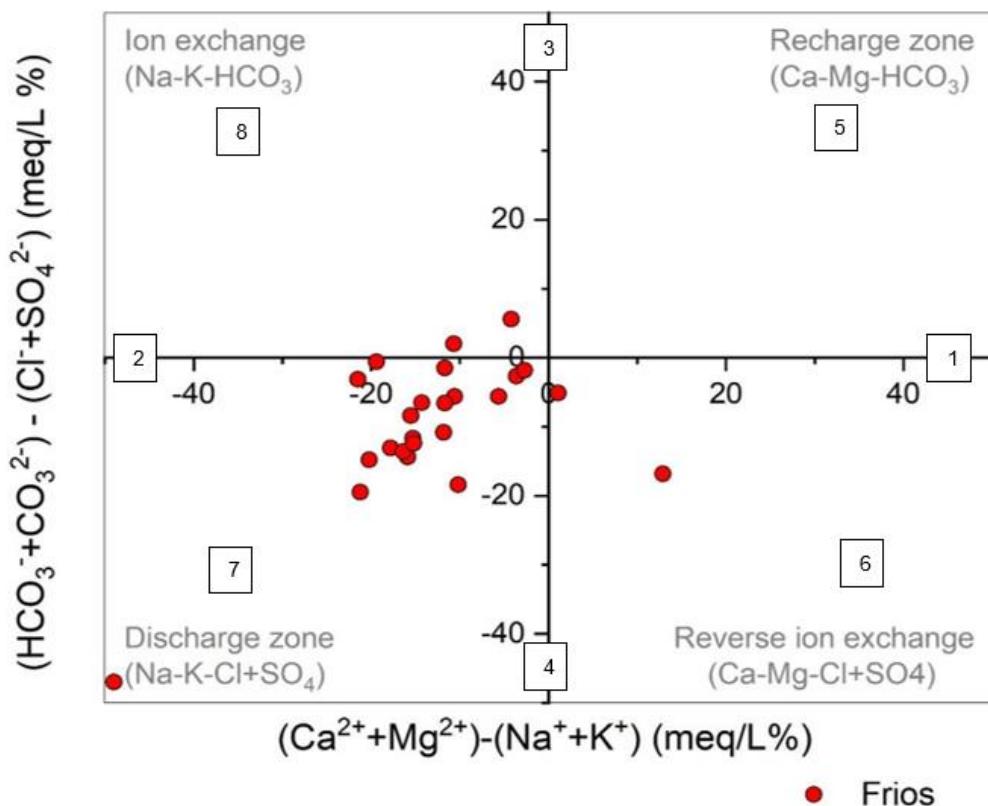
A amostra registrada no subcampo 6 (4,2%) representa predominância de sedimentos alcalinos e ânions pouco móveis, típica de troca iônica reversa. Nesse processo, cátions alcalinos substituem Ca^{2+} e Mg^{2+} adsorvidos, e a água, inicialmente bicarbonatada, passa a acumular Na^+ e K^+ . A ocorrência desse padrão reflete um estágio mais avançado de salinização e troca iônica, como descrito por Subba Rao et al. (2022).

Por fim, a amostra no subcampo 4 (4,2%) revela predominância de ânions de maior mobilidade ($\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$) sobre ânions de menor mobilidade ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$), em equilíbrio com os cátions alcalino-terrosos. Esse padrão indica águas em estágio avançado de descarga,

submetidas a forte evaporação, onde os bicarbonatos já foram substancialmente substituídos por ânions mais móveis. Esse comportamento é típico de sistemas fechados ou de reservatórios com elevado tempo de residência e forte déficit hídrico.

Essa distribuição evidencia que, embora predomine o padrão de águas salinas e cloretadas (subcampo 7), o reservatório Frios apresenta microambientes hidrogeoquímicos diferenciados, desde áreas mais mineralizadas e descarregadas, até zonas de recarga parcial ou intermediária. Padrões semelhantes desses foram identificados por Dange et al. (2025) em Vellore, localizada no norte de Tamil Nadu, Índia.

Figura 15: Fácies hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude Frios.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

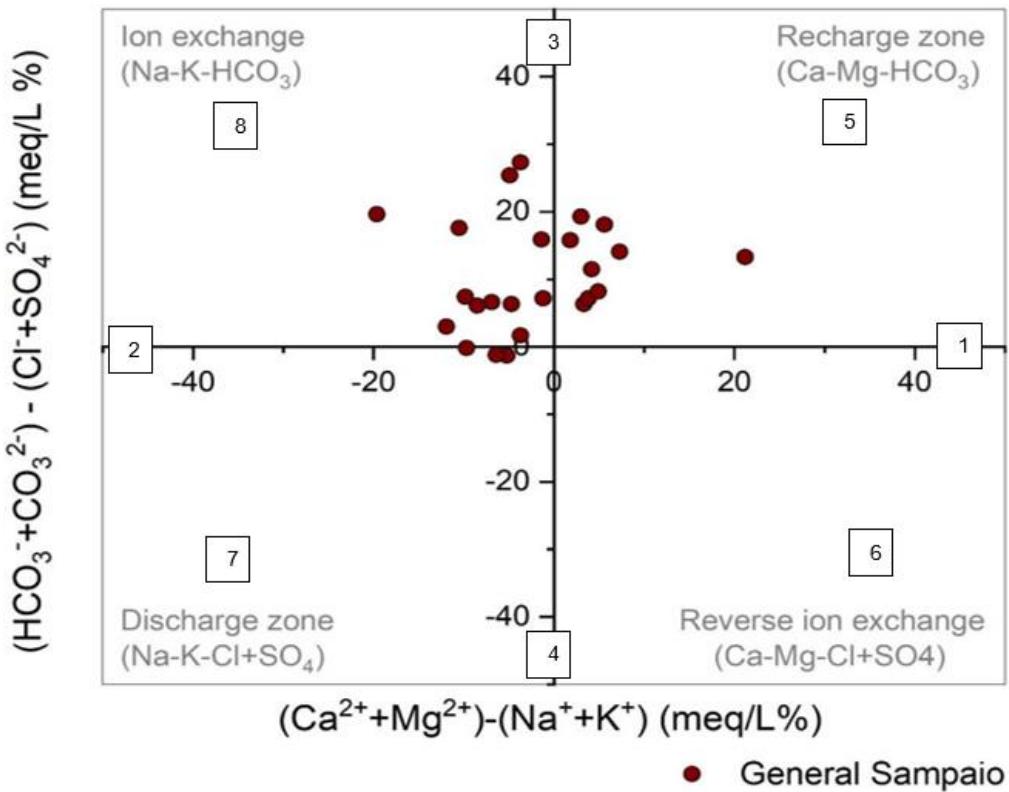
Já a dinâmica no açude General Sampaio (Figura 16) indicou que a grande maioria das amostras está concentrada na parte superior do gráfico, que corresponde às zonas hidrogeoquímicas de recarga ($\text{Ca} - \text{Mg} - \text{HCO}_3$) e água de troca iônica básica ($\text{Na}^+ - \text{HCO}_3^-$) predominância de ânions de menor mobilidade ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$), com equilíbrio catiônico variável entre $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ e $\text{Na}^+ + \text{K}^+$. Essa configuração é característica de águas bicarbonatadas, associadas a áreas de recarga recente ou ambientes com baixa evolução geoquímica, indicando a contribuição significativa de processos de intemperismo químico na composição das águas, conforme descrito por Subba Rao et al. (2022) e Zhong et al. (2022).

Ao analisar a distribuição das amostras nos subcampos do diagrama, verificou-se a seguinte configuração: 37,5% das amostras situam-se no subcampo 8, o qual reflete a predominância de metais alcalinos e cátions pouco móveis, caracterizando águas do tipo $\text{Na}^+ - \text{HCO}_3^-$. Esse padrão é associado a processos de troca catiônica e a ambientes alcalinos, como apontado por Roy et al. (2018). Outros 29,16% das amostras foram classificadas no subcampo 5, onde predominam metais alcalinos e ânions de maior mobilidade, indicando águas com dureza temporária, frequentemente resultantes da dissolução de bicarbonatos de cálcio e magnésio, conforme proposto por Chadha (1999).

Adicionalmente, 16,67% das amostras foram alocadas no subcampo 2, caracterizadas pela predominância de metais alcalinos ($\text{Na}^+ + \text{K}^+$) sobre os metais alcalino-terrosos, associadas a ambientes de recarga recente ou com menor grau de evolução hidrogeoquímica. Por fim, as demais 16,67% posicionaram-se no subcampo 3, evidenciando a predominância de ânions de menor mobilidade ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$) em relação aos ânions de maior mobilidade, condição que reforça o caráter bicarbonatado das águas do reservatório.

Complementando essa análise, Sutradhar e Mondal (2021), ao caracterizarem a hidroquímica da subdivisão de Suri Sadar, no distrito de Birbhum, Bengala Ocidental, verificaram que 55,32% das amostras analisadas apresentavam predominância de ânions de menor mobilidade associada a equilíbrio catiônico variável, resultado que converge com o comportamento observado nas amostras do açude General Sampaio, reforçando a influência de processos de intemperismo e recarga recente na qualidade hidrogeoquímica dessas águas.

Figura 16: Fáries hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude General Sampaio.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Conforme ilustrado na Figura 17 abaixo, o Diagrama de Chadha para as amostras do açude Pentecoste revela uma distribuição relativamente dispersa das amostras, com concentração majoritária na região central-superior do gráfico, com 58,3%. A maior parte das amostras encontra-se distribuída entre os subcampos 3 e 5.

O subcampo 5 representa águas de zona de recarga ($\text{Ca}-\text{Mg}-\text{HCO}_3$), caracterizadas pela predominância de íons alcalino-terrosos ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) com concentrações relativamente menores de SO_4^{2-} e Cl^- e ânions de baixa mobilidade ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$). Esse padrão indica a presença de águas jovens, com pouca evolução geoquímica, fortemente influenciadas pelo intemperismo de minerais carbonáticos e silicatados (Ahmed et al., 2025).

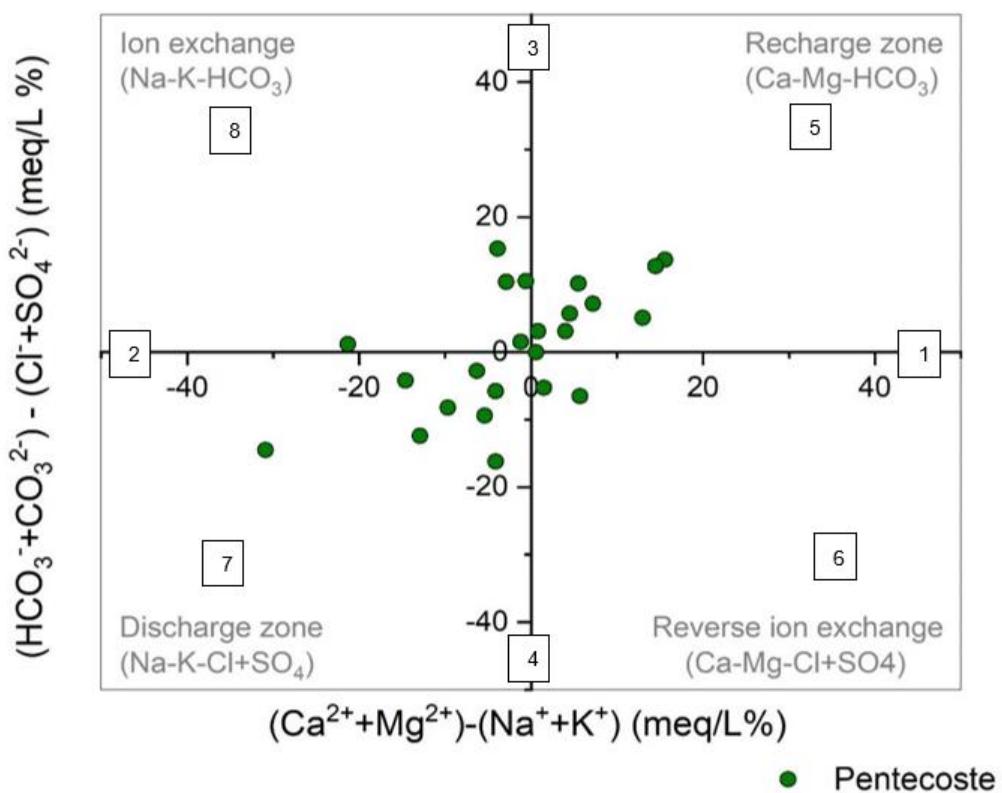
O subcampo 3, por sua vez, aponta para águas bicarbonatadas, mas com equilíbrio iônico mais variável, indicando águas em transição, ainda dominadas por bicarbonato e cátions alcalino-terrosos, mas possivelmente iniciando processos de troca iônica ou enriquecimento de Na^+ .

Algumas amostras se posicionam no subcampo 7, na parte inferior esquerda do diagrama. Esse subcampo é característico de águas descarregadas ($\text{Na}-\text{K}-\text{Cl}-\text{SO}_4$), mais evoluídas e enriquecidas em sódio e ânions móveis, indicando processos de evaporação, maior tempo de residência ou interação com rochas sódio-cálcicas e sulfatos. A presença dessas

amostras pode sinalizar áreas de descarga ou segmentos isolados do reservatório sujeitos à salinização progressiva.

Amostras isoladas aparecem em outros subcampos (2, 4, e uma discretamente no 6), o que evidencia a variabilidade hidrogeoquímica do reservatório Pentecoste, possivelmente associada à heterogeneidade litológica, variação no tempo de residência da água e trocas iônicas locais. Situação semelhante foi relatada por Aloui et al. (2025), que, ao analisarem doze parâmetros físico-químicos para avaliar a qualidade da água subterrânea no Catar, também identificaram a coexistência de diferentes fácies hidrogeoquímicas em uma mesma área de estudo.

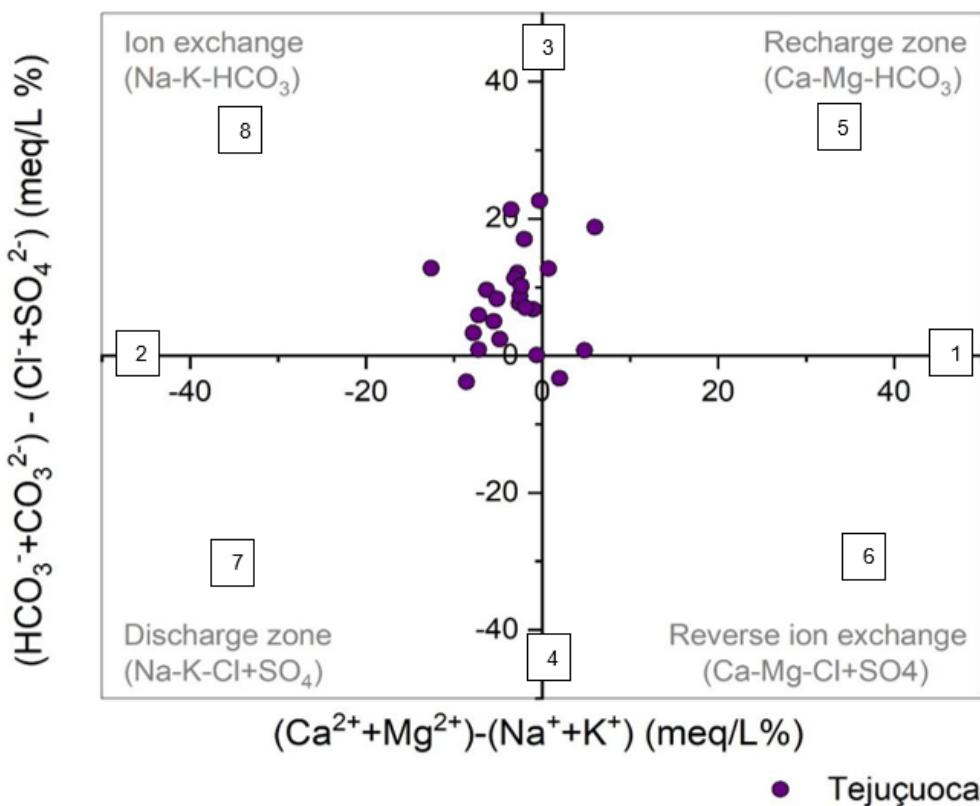
Figura 17: Fácies hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude Pentecoste.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Na Figura 18, observa-se que as amostras do açude Tejuçuoca se concentram predominantemente na parte superior central do diagrama (91,67%), com a maioria absoluta situada no subcampo 3, 45,83% das amostras, e poucas amostras dispersas nas proximidades. Demonstrando, portanto, informações importantes sobre a qualidade e o comportamento hidrogeoquímico das águas do reservatório.

Figura 18: Fácies hidrogeoquímicas de acordo com Chadha para o açude Tejuçuoca.



Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

A predominância das amostras no subcampo 3, está possivelmente associado a um sistema de circulação hídrica recente, com baixa mineralização e dominado pela interação água-rocha nos estágios iniciais do intemperismo. Onde a recarga hídrica ocorre de forma episódica, associada a eventos pluviométricos concentrados, de curta duração e alta intensidade, favorecendo a infiltração de águas com baixo teor de sais dissolvidos diretamente nos corpos d'água superficiais (Gad et al., 2018; Bhering et al., 2023).

Tal comportamento hidrogeoquímico indica, ainda, predominância de ânions de menor mobilidade $[(\text{HCO}_3^-) - (\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-})]$, reduzida influência de processos de salinização ou de trocas iônicas reversas expressivas, uma vez que não se observa predominância de cátions alcalinos (Na^+ e K^+). Tais espécies são, geralmente, associadas a ambientes geoquimicamente mais evoluídos ou sujeitos a processos de evaporação intensa, comuns em reservatórios com tempo de residência prolongado ou sob influência de fontes salinas externas (Gao et al., 2020; Samtio et al., 2023).

Adicionalmente, observa-se que 29,17% das amostras se posicionam no subcampo 8, caracterizado pela predominância de metais alcalinos (Na^+ e K^+) e cátions pouco móveis. Esse agrupamento é associado a processos de trocas iônicas de base, como discutido

anteriormente, evidenciando águas do tipo $[Na^+ - HCO_3^-]$, indicativas de excesso de alcalinidade em função de interações entre a água e os minerais presentes na matriz rochosa (Li et al., 2017).

Outras amostras aparecem de forma isolada nos subcampos 1 e 5, correspondendo a 4,17% cada. O subcampo 1 representa águas com predominância de sedimentos alcalinos, enquanto o subcampo 5 está associado a águas com predominância de sedimentos alcalinos e ânions móveis, como Cl^- e SO_4^{2-} . Já o subcampo 2 concentra 8,33% das amostras e é caracterizado pela predominância de metais alcalinos, revelando possível influência de dissolução de minerais sódicos e potássicos ou de processos de troca iônica com o meio rochoso.

Para investigação de processos hidroquímicos onde as águas interagem com o meio geológico, foi aplicado o índice cloro-alcalino (CAI-1 e CAI-2). A interpretação dos resultados obtidos a partir das médias, evidencia a ocorrência de distintos processos de troca iônica nos reservatórios analisados.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 22, os reservatórios Caxitoré, Frios e Pentecoste apresentaram valores médios negativos tanto para CAI 1 quanto para CAI 2, o que sugere a ocorrência de troca reversa de cátions, caracterizada pela liberação de íons cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) da água e consequente adsorção de íons sódio (Na^+) na matriz mineral dos sedimentos dispersos.

Esse comportamento é condizente com as observações de Taylor (2016), o qual relatou que, em áreas de baixa salinidade, as águas tendem a liberar Ca^{2+} e Mg^{2+} , enquanto os aquíferos fixam Na^+ na superfície dos minerais. Esse processo é frequentemente verificado em regiões onde a recarga recente da água, associada à baixa concentração de sólidos totais dissolvidos (STD), favorece a troca iônica reversa, especialmente em ambientes de caráter continental.

Tabela 23: Média dos valores de CAI 1 e CAI 2 calculados para cada reservatório do estudo.

Razões	Caxitoré		Frios		General Sampaio		Pentecoste		Tejuçuoca	
	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ	μ	σ
CAI 1	-0,141	0,201	-0,025	0,109	0,039	0,074	-0,042	0,101	0,057	0,077
CAI 2	-0,087	0,106	-0,005	0,126	0,036	0,067	-0,020	0,092	0,051	0,067

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Por outro lado, os reservatórios General Sampaio e Tejuçuoca apresentaram valores médios positivos para as duas razões avaliadas, indicando a predominância de troca catiônica direta. Nesse processo, o Na^+ presente na água troca posição com os íons Ca^{2+} e Mg^{2+} previamente adsorvidos na matriz mineral. Segundo Qiang et al. (2024), tal comportamento é

característico de ambientes nos quais ocorre concentração progressiva de Na^+ nas águas subterrâneas, a exemplo do verificado na Planície de Guanzhong, na China.

Cabe destacar que resultados análogos aos observados para Caxitoré, Frios e Pentecoste foram relatados por Yanyan et al. (2020), que, ao estudarem as águas subterrâneas urbanas na região central da Bacia de Guanzhong, constataram a predominância de troca iônica reversa. Nesse caso, a elevação das concentrações de Na^+ na água, combinada à diminuição de Ca^{2+} e Mg^{2+} , foi atribuída tanto às características hidrogeoquímicas locais quanto às atividades antrópicas, tais como irrigação com águas salinizadas e intrusão salina.

Além disso, considerando que Abu-Alnaeem et al. (2018) identificaram, em regiões costeiras, águas de caráter salino-sódico (tipo Na-Cl) mesmo em baixas concentrações de STD, a presença de valores negativos de CAI em determinados reservatórios pode estar associada a processos locais de intrusão de água salina ou à influência de fontes difusas de sais dissolvidos..

Para investigar a possível origem de cada íon principal, realizou-se o mapeamento difuso dos processos hidroquímicos dominantes nos reservatórios do estudo (intervalo de 2018 a 2023). As relações foram: $[\text{Na}]/[\text{Cl}-]$, $[\text{Cl}]/[\Sigma(-)]$, $[\text{Na}+\text{K}-\text{Cl}]/[\text{Na}+\text{K}-\text{Cl}+\text{Ca}]$, $[\text{Ca}]/[\text{Ca}+\text{SO}_4]$, $[\text{HCO}_3]/[\Sigma(-)]$, $[\text{Ca}+\text{Mg}-\text{SO}_4-\text{HCO}_3^-]/[\text{Cl}]$ e $[\text{Na}]/[\text{Na}+\text{Cl}]$ Os resultados e as interpretações encontram-se na Tabela 23 abaixo.

Tabela 24: Mapeamento difuso dos processos hidroquímicos dominantes nos reservatórios do estudo (intervalo de 2018 a 2023).

Reservatórios	Razão Iônica	Possibilidade	Processo
	$[\text{Na}]/[\text{Cl}]$		
CAX	< 1	0,104	Trocas reversas, tempo de residência longo para equilíbrio com alumino silicatos;
	1 a 1,4	0,719	Água em fluxo subsuperficial
	> 1,4	0,177	Trocas iônicas normais;
FRI	< 1	0,662	Trocas reversas, tempo de residência longo para equilíbrio com alumino silicatos
	1 a 1,4	0,338	Água em fluxo subsuperficial
GSN	< 1	1	Trocas reversas, tempo de residência longo para equilíbrio com alumino silicatos
PEN	< 1	0,717	Trocas reversas, tempo de residência longo para equilíbrio com alumino silicatos
	1 a 1,4	0,283	Água em fluxo subsuperficial
TEJ	< 1	1	Trocas reversas, tempo de residência longo para equilíbrio com alumino silicatos;

Reservatório	[Cl]/[Σ(-)]	Possibilidade	Processo
CAX, FRI, GNS PEN E TEJ	< 0,8	1	Intemperismo de rocha no caso, trata-se de interação com rocha já intemperizada (solo)
	-	[Na+K-Cl]/[Na+K-Cl+Ca]	Possibilidade Processo
CAX	< 0,2	0,573	Intemperismo de plagioclásio improvável
	0,2 a 0,8	0,427	Intemperismo de plagioclásio possível
FRI	< 0,2	0,392	Intemperismo de plagioclásio improvável
	> 0,8	0,444	Intemperismo de plagioclásio improvável
GSN	0,2 a 0,8	0,164	Intemperismo de plagioclásio possível
	< 0,2	1	Intemperismo de plagioclásio improvável
PEN	< 0,2	0,988	Intemperismo de plagioclásio improvável
	0,2 a 0,8	0,012	Intemperismo de plagioclásio possível
TEJ	< 0,2	1	Intemperismo de plagioclásio improvável
	-	[Ca]/[Ca+SO ₄]	Possibilidade Processo
CAX, FRI, GNS PEN e TEJ	> 0,5	1	Outras fontes de cálcio além de gipsita: carbonatos ou silicatos
	< 0,5	-	
	0,5	-	
CAX	[HCO ₃]/[Σ(-)]	Possibilidade	Processo
	FRI		Influência de água do mar ou salmoura"
GSN			Na verdade, isso destaca o efeito do clima, de forma que a evaporação é muito superior à precipitação, favorecendo à concentração de bicarbonato
	< 0,8 e SO ₄ baixo	1	
PEN			
TEJ			
CAX	[Ca+Mg-SO ₄ -HCO ₃]/[Cl]	Possibilidade	Processo
	< 0,0	1	Trocas Normais
FRI	< 0,0	0,945	Trocas Normais
	> 0,0	0,055	Trocas Reversas
GSN	< 0,0	0,783	Trocas Normais
	> 0,0	0,217	Trocas Reversas
PEN	< 0,0	0,937	Trocas Normais
	> 0,0	0,063	Trocas Reversas
TEJ	< 0,0	0,676	Trocas Normais
	> 0,0	0,324	Trocas Reversas
CAX	[Na]/[Na+Cl]	Possibilidade	Processo
	< 0,5	0,157	Abrandamento reverso
FRI	> 0,5	0,843	Outras fontes de sódio como albita e troca iônica
	< 0,5	0,728	Abrandamento reverso
GSN	> 0,5	0,273	Outras fontes de sódio como albita e troca iônica
	< 0,5	1	Abrandamento reverso
PEN	> 0,5	-	Outras fontes de sódio como albita e troca iônica
	< 0,5	0,759	Abrandamento reverso
TEJ	> 0,5	0,241	Outras fontes de sódio como albita e troca iônica
	< 0,5	1	Abrandamento reverso
	> 0,5	-	-

Reservatório	LSI	Possibilidade	Processo
CAX	< 0	0,535	Subssaturado em calcita
	> 0	0,465	Supersaturado em calcita
FRI	< 0	0,487	Subssaturado em calcita
	> 0	0,513	Supersaturado em calcita
GSN	< 0	0,493	Subssaturado em calcita
	> 0	0,507	Supersaturado em calcita
PEN	< 0	0,456	Subssaturado em calcita
	> 0	0,544	Supersaturado em calcita
TEJ	< 0	0,676	Subssaturado em calcita
	> 0	0,324	Supersaturado em calcita

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

De modo geral, os valores obtidos para as razões hidroquímicas apresentam-se muito próximos entre si, o que compromete a acurácia das inferências propostas. Vale destacar que as possibilidades de ocorrência dos fenômenos e alguns comportamentos hidrogeoquímicos são similares entre os reservatórios.

Por exemplo, o número *fuzzy* encontrado ($\tilde{A} = 1$) para a razão $[Cl]/[\Sigma(-)]$ confirma a interação entre água e rocha intemperizada. De fato, a composição química da água natural é influenciada principalmente pelo intemperismo químico das rochas, deposição e dissolução de aerossóis de sal marinho na bacia hidrográfica (Pattanaik et al., 2013; Schlesinger et al., 2021) Tal afirmação, corrobora com os resultados encontrados nos Diagramas de Gibbs.

Situação semelhante ocorre para a razão $[HCO_3]/[\Sigma(-)]$, em que a possibilidade ($\tilde{A} = 1$) indica a influência de água com salmoura ou evaporitos nos açudes. Neste caso em questão, refere-se ao processo de evaporação acentuada na região, sendo superior a precipitação, aumentando, por vez, a concentração de bicarbonatos nos corpos hídricos (Wang et al., 2020).

Já a razão iônica $[Na]/[Cl]$ mostra comportamentos distintos, enquanto os reservatórios Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca revela um tempo de residência na rocha longo o suficiente para estabelecer equilíbrio com aluminossilicatos secundário através de trocas iônicas reversas (Edmunds et al., 1984; Beaucaire et al. 1999), Caxitoré apresenta predominância ($\tilde{A} = 0,719$) de processos de fluxo de água subsuperficial (Appelo; Postma, 2005).

Para aprovar os resultados obtidos no processo de troca iônica, a razão $[Ca^{2+} + Mg^{2+} - SO_4^{2-} - HCO_3^-]/[Cl^-]$ foi utilizada. O número *fuzzy* constata que em todos os reservatórios há predominância de trocas normais, com destaque para o açude Caxitoré ($\tilde{A} = 1$), nos demais ocorre uma pequena parcela de trocas reservas, tendo o açude de Tejuçuoca com a maior possibilidade ($\tilde{A} = 0,324$) (Araújo, 2017)

Se tratando da relação $[Na+K-Cl]/[Na+K-Cl+Ca]$, é improvável, ou seja, insignificante a contribuição de plagioclásio na hidroquímica dos reservatórios. Visto que, plagioclásio é uma série contínua de soluções sólidas conhecida como série plagioclásio feldspato, em vez de um mineral específico com uma composição química particular. A série varia de albita a anortita (Soares, 2016; Monteiro et al., 2022). Característica que difere da formação litológica da Bacia do Curu, que segundo a Cogerh (2021), o domínio geológico com embasamento cristalino, resultado comprovado na relação $[Na]/[Na+Cl]$, em que, a possibilidade de fontes de sódio como albita e troca iônica é pequena e pela correlação $[Ca]/[Ca+SO_4]$ onde a predominância de fonte de cálcio além de gipsita: carbonatos ou silicatos é ($\tilde{\Lambda} = 1$) em todos os açudes.

Prosseguindo, correlação para $[Na]/[Na+Cl]$ indicou valores próximos 0,5 entre os reservatórios, o que, segundo Hounslow (1995), pode significar erro analítico, contribuição de halita, troca iônica ou halita em solução, além do mais, se estiver associado a STD ($> 500 \text{ mg/L}$) pode ser classificado como abrandamento reverso, água do mar. Essa indefinição evidencia uma limitação: os intervalos de interpretação dessas razões são relativamente amplos e sobrepostos, permitindo que um mesmo valor sustente inferências distintas, especialmente em ambientes como reservatórios superficiais, sujeitos a intensa influência atmosférica, evaporação e aportes fluviais variáveis (Ganguli et al., 2022).

Por fim, o índice de Langelier, demonstrou que há um equilíbrio nas amostras entre Subssaturado e supersaturado em calcita. Quando a calcita precipita a dolomita dissolve, sendo a recíproca também verdadeira, uma vez que a dolomita se origina pela alteração secundária da calcita, quando o Mg^{2+} substitui parte do Ca^{2+} .

Portanto, ponto de vista metodológico, é importante ressaltar que essas razões foram concebidas para ambientes subterrâneos, caracterizados por tempo de residência elevado, estabilidade hidroquímica e relativa ausência de influência atmosférica direta (Krimissa, 2004). Sua aplicação a águas superficiais, portanto, incorre em risco de superinterpretação, uma vez que as condições de equilíbrio químico e as fontes de solutos podem variar significativamente em função de processos hidrológicos de curto prazo, como eventos pluviométricos, aporte de drenagem superficial e processos de evapoconcentração (Florez-Peñaiza, 2025).

Assim, embora os resultados indiquem tendências coerentes com a geologia e o regime climático da região. É importante ressaltar que as correlações entre elementos químicos são uma modelagem sugestiva, havendo, por vez, limitações impostas pelas variações, seja por: transferências ou interação de massa entre água e rocha, diferentes taxas de dissolução entre

minerais ou um mesmo mineral contendo o mesmo elemento químico, estágio de intemperismo; trocas iônicas ou a ocorrência concomitante de vários deles.

4.6.2 Matriz de Correlação de Pearson

Para a interpretação dos resultados obtidos na matriz de correlação de Pearson, este trabalho adotou a escala proposta por Dancey e Reidy (2019), que estabelece uma classificação linear para os valores de r , sejam positivos ou negativos: muito fraca (0,00), fraca (de 0,10 a 0,39), moderada (de 0,40 a 0,69) e forte (de 0,70 a 1,00). Na discussão dos resultados, foram consideradas apenas as correlações classificadas como fortes e significativas ($r \geq 0,7$), com ênfase naquelas que apresentaram similaridade entre os cinco reservatórios estudados.

A análise das correlações de Pearson ($r \geq 0,7$) entre os parâmetros hidroquímicos dos açudes Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca permitiu identificar padrões hidroquímicos positivos e recorrentes, evidenciando características comuns dos processos físico-químicos e das fontes de constituintes iônicos que atuam nesses ambientes aquáticos do semiárido cearense. Os resultados indicam que as principais relações estruturantes do comportamento hidroquímico das águas desses reservatórios envolvem o pH, os constituintes do sistema carbonático, os parâmetros de salinidade e os íons majoritários.

Em todos os reservatórios, observou-se forte correlação positiva entre o pH e as concentrações de carbonato (CO_3^{2-}) e de CO_2 livre, evidenciando a influência direta do equilíbrio do sistema carbonato-bicarbonato sobre a variação do potencial hidrogeniônico das águas. Em ambientes com pH mais elevado, a forma predominante do carbono inorgânico dissolvido tende a ser o CO_3^{2-} . Tal comportamento é compatível com os processos de dissociação e hidrólise do CO_2 dissolvido e a subsequente formação de espécies carbonatadas, que afetam diretamente o pH, especialmente em sistemas com elevada alcalinidade, prolongado tempo de residência e reação litológica, também podem garantir o processo contínuo de troca catiônica (Jia et al., 2024).

Outro padrão consistente refere-se à forte correlação positiva entre Condutividade Elétrica (CE), Sólidos Totais Dissolvidos (STD) e Cloreto (Cl^-), evidenciando que a CE é um indicador eficiente da concentração de sais dissolvidos e que o Cl^- , associado a outros íons majoritários, responde por parcela expressiva da carga iônica presente nas águas. Essa inter-relação reflete diretamente o grau de salinidade, no qual CE e STD representam medidas globais da concentração de íons dissolvidos, enquanto o Cl^- figura como um dos principais contribuintes para esse processo (Ahmed et al., 2025).

Adicionalmente, os STD apresentaram forte correlação positiva com o Cl^- em todos os açudes. Essa relação é típica de ambientes semiáridos, onde a intensa evaporação é o principal fator responsável pela concentração progressiva de sais, à medida que a perda de água acentua a salinidade dos corpos hídricos (Rajmohan; Masoud; Niyazi, 2021).

As fortes correlações positivas entre bicarbonato (HCO_3^-), alcalinidade e carbono inorgânico dissolvido (CID) compõem outro padrão recorrente. Essas associações refletem o papel dominante do bicarbonato como principal componente da alcalinidade, especialmente em sistemas com pH variando entre 6,5 e 8,5, faixa na qual o HCO_3^- é a espécie mais estável (Shukla et al., 2018). Além disso, o CID representa a soma de todas as formas de carbono inorgânico dissolvido (CO_2 livre, HCO_3^- e CO_3^{2-}), e a forte correlação observada era esperada, uma vez que o bicarbonato frequentemente predomina como a forma mais abundante de carbono inorgânico em águas naturais (Cole; Prairie, 2014; Marchitto; Farmer, 2025).

O comportamento do carbonato (CO_3^{2-}) também apresentou forte correlação positiva com o CO_2 livre em todos os reservatórios, evidenciando o equilíbrio dinâmico existente entre as diferentes espécies do sistema carbonato dissolvido. Tal equilíbrio é sensível às variações de pH e à pressão parcial de CO_2 , fatores que modulam a distribuição entre CO_2 livre, HCO_3^- e CO_3^{2-} nas águas superficiais. Esse padrão sugere um controle compartilhado desses parâmetros pelos processos de dissociação do dióxido de carbono e pelas interações com a alcalinidade total do sistema (Cole; Prairie, 2024).

A alcalinidade, por sua vez, mostrou forte correlação positiva com o carbono inorgânico dissolvido (CID), reforçando que a capacidade tamponante da água está intimamente ligada à composição e à concentração do carbono inorgânico. Ambos os parâmetros são influenciados pela dissolução de minerais carbonáticos nas bacias de drenagem, os quais liberam íons que conferem capacidade de tamponamento às águas, contribuindo para a estabilização do pH (Silva et al., 2022).

Por fim, as correlações entre os íons metálicos e o cloreto também se destacaram. O sódio (Na^+) apresentou forte correlação positiva com o magnésio (Mg^{2+}) e o cloreto (Cl^-), enquanto o magnésio (Mg^{2+}) também se correlacionou fortemente com o cloreto (Cl^-), esses constituintes formam a maioria dos sais solúveis nas águas (Chapman, 1996). Essas relações sugerem uma origem comum ou processos geoquímicos interligados. Em muitos ambientes, a presença de Na^+ , Mg^{2+} e Cl^- em altas concentrações pode estar associada à dissolução de minerais evaporíticos, como a halita (NaCl), à concentração evaporativa ou, ainda, a fontes antrópicas e à intrusão de águas mais salinas. A ocorrência simultânea desses íons evidencia a

influência da mineralização e da salinidade sobre a composição hidroquímica das águas dos açudes estudados (Gharbi et al., 2019).

Em síntese, a consistência desses padrões de correlação positiva entre os diferentes reservatórios aponta para a predominância de processos hidroquímicos fundamentais, governados por mecanismos similares em todos os sistemas analisados. As fortes correlações observadas revelam a interdependência dos parâmetros hidroquímicos e a atuação conjunta de fatores naturais, como a evaporação e a geologia das bacias de drenagem, na determinação da qualidade da água (Liu et al, 2020).

Apesar dessas semelhanças, cada açude apresenta particularidades em suas correlações, indicando influências específicas. Por exemplo, a presença de correlações fortes entre parâmetros como %VD (percentual do volume de disponível), com alcalinidade, cálcio, dureza total, potássio, dentre outras, embora essas relações não sejam sempre simples e podem variar dependendo de outros fatores. O volume, ao afetar a diluição de íons e a capacidade de tamponamento, pode impactar a concentração desses parâmetros. ou seja, flutuações no volume do açude influenciado por eventos de chuva e escoamento superficial, pode alterar a correlação entre esses parâmetros, modificando a hidroquímica dos reservatórios (Cotovic et al., 2016; Kothari et al., 2021).

Conduto, essas associações denotam que a composição iônica examinada no diagrama de Piper se expressa diretamente nos padrões de correlação: a predominância de sódio e cloreto e seu papel central no controle da salinidade é comprovada tanto pelo diagrama quanto pelas correlações.

Além disso, a forte correlação entre bicarbonato, alcalinidade e carbono inorgânico dissolvido (CID) reforça o domínio das águas bicarbonatadas observadas no losango do Piper. A troca iônica cálcio-sódio indicada no Piper pela prevalência de Na^+ é confirmada pelo padrão de correlações elevadas entre Na^+ e Mg^{2+} , já que a substituição de Ca^{2+} e Mg^{2+} por Na^+ tende a ocorrer simultaneamente).

5 CONCLUSÃO

A análise dos índices de estabilidade e qualidade iônica das águas superficiais dos reservatórios da Bacia do Curu permitiu evidenciar características hidroquímicas relevantes para a gestão dos recursos hídricos na região semiárida do estado do Ceará. Os dados obtidos ao longo do período de 2018 a 2023 demonstraram que, embora o Índice de Saturação de Langelier (LSI) tenha indicado águas majoritariamente em estado de equilíbrio, os resultados do Índice de Estabilidade de Ryznar (RSI) e do Índice de Incrustação de Puckorius (PSI) evidenciaram níveis elevados de corrosividade em todos os reservatórios avaliados.

Em relação ao Índices de Agressividade, todos os reservatório foram classificados como não agressivos. Entretanto, o Índice de Larson-Skold, indica corrosividade elevada para os açudes Caxitoré e Frios, já General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca classificados com águas com corrosão significativa.

Esse comportamento denota uma condição de instabilidade química que, embora não resulte em tendência imediata à incrustação mineral, representa risco potencial à durabilidade de sistemas hidráulicos e equipamentos metálicos empregados no transporte e armazenamento de água, podendo comprometer a eficiência dos serviços de abastecimento e irrigação. Além disso, a análise dos índices aplicados para uso agrícola, como a Razão de Adsorção de Sódio (RAS), o Residual de Carbonato de Sódio (RCS) e a Razão de Magnésio (RMg), apontou para restrições importantes à utilização dessas águas para irrigação, sobretudo em função dos riscos de salinidade e degradação física dos solos irrigados.

Por sua vez, os Índices de Qualidade da Água - Bascarán, revelaram oscilações temporais e variações entre os diferentes reservatórios, evidenciando o impacto das variações pluviométricas e das intervenções antrópicas sobre a qualidade das águas superficiais na região. A persistência de elevadas concentrações de íons dissolvidos, associada à intensa evaporação e baixa renovação hídrica típica do semiárido, contribuiu para o agravamento das condições de qualidade, sobretudo durante os períodos de estiagem.

Assim, os resultados deste estudo reafirmam a importância dos índices de estabilidade e qualidade iônica como ferramentas complementares e indispensáveis para o diagnóstico ambiental de sistemas hídricos em regiões semiáridas. Além de possibilitar a identificação de tendências hidroquímicas, esses indicadores fornecem subsídios técnicos essenciais para a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos, especialmente em áreas sujeitas a condições climáticas adversas e pressões antrópicas crescentes.

A caracterização hidrogeoquímica das águas superficiais dos reservatórios Caxitoré, Frios, General Sampaio, Pentecoste e Tejuçuoca permitiu identificar, de forma conclusiva, que os processos de intemperismo de rochas, associados a trocas iônicas e à evaporação, configuram os principais mecanismos responsáveis pela composição e evolução química das águas. A predominância de águas bicarbonatadas sódicas, evidenciada pelos Diagramas de Piper e Chadha, refletiu a influência marcante da lixiviação de minerais sódicos e carbonáticos, bem como a ocorrência de trocas iônicas cálcio-sódio, sobretudo nos reservatórios Caxitoré, Pentecoste e Frios.

De modo consistente, o Diagrama de Gibbs revelou que, em todos os açudes analisados, o intemperismo químico das rochas constitui o fator de controle hidroquímico dominante, com atuação secundária da evaporação, está mais expressiva nos açudes Pentecoste e Frios, evidenciada pelo deslocamento das amostras em direção à zona de evaporação, especialmente nos períodos de estiagem. Essa tendência também foi corroborada pelas fortes correlações positivas entre os parâmetros de salinidade (CE, STD e Cl^-) obtidas na matriz de correlação de Pearson, indicando que a concentração progressiva de sais dissolvidos decorre, fundamentalmente, da evapoconcentração associada às elevadas taxas de evaporação típicas do semiárido.

A análise dos índices cloro-alcalinos confirmou a atuação diferenciada dos processos de troca iônica nos reservatórios, destacando a predominância de troca catiônica reversa (liberação de Ca^{2+} e Mg^{2+} e adsorção de Na^+) nos reservatórios Caxitoré, Frios e Pentecoste, enquanto General Sampaio e Tejuçuoca apresentaram troca direta, caracterizada pela liberação de Na^+ da matriz mineral. Essa diferenciação é compatível com os padrões hidrogeoquímicos delineados nos Diagramas de Chadha e Piper e reforça a influência da morfometria dos reservatórios, da geologia da bacia de drenagem e do tempo de residência hídrica na dinâmica iônica desses ambientes.

As fortes correlações identificadas entre bicarbonato, alcalinidade, carbono inorgânico dissolvido (CID) e parâmetros do sistema carbonato evidenciaram a importância desse sistema na regulação do pH e na composição das águas, particularmente em reservatórios sujeitos a longo tempo de residência e intensa interação água-rocha. Além disso, a consistência das correlações de Pearson entre os principais íons (Na^+ , Cl^- e Mg^{2+}) e os parâmetros de salinidade consolidou a evidência de que a qualidade das águas superficiais nos reservatórios estudados é governada por processos naturais recorrentes em regiões semiáridas, modulados pontualmente por fatores antrópicos e pelo regime sazonal.

Em síntese, os resultados obtidos permitem concluir que, embora haja semelhanças no controle hidrogeoquímico geral entre os reservatórios analisados, há particularidades locais associadas à litologia, à morfometria dos reservatórios e à variabilidade climática sazonal, que influenciam a intensidade dos processos de salinização, troca iônica e lixiviação. O açude Caxitoré apresentou maior homogeneidade hidrogeoquímica, com águas bicarbonatadas sódicas ao longo de todo o período analisado, enquanto os açudes Frios e Pentecoste exibiram maior variabilidade, associada a maiores teores de cloreto e ao efeito evaporativo.

A integração das ferramentas hidrogeoquímicas (Piper, Chadha, Gibbs e CAI) com as análises de correlação de Pearson mostrou-se eficaz na identificação dos mecanismos atuantes e na interpretação da evolução química das águas em ambientes de clima semiárido. Os resultados obtidos não apenas contribuem para o avanço do conhecimento científico sobre os processos hidrogeoquímicos em sistemas hídricos superficiais de regiões áridas e semiáridas, mas também oferecem subsídios técnicos relevantes para o monitoramento da qualidade das águas e para o planejamento e gestão integrada dos recursos hídricos regionais.

Dessa forma, recomenda-se a continuidade do monitoramento hidrogeoquímico dos reservatórios, associado à aplicação de técnicas isotópicas e modelagem geoquímica, a fim de aprofundar o entendimento sobre as origens dos solutos dissolvidos e os processos de transporte e transformação, considerando-se a crescente vulnerabilidade hídrica dessas regiões frente às mudanças climáticas e ao uso antrópico crescente dos recursos hídricos superficiais.

5.1 Sugestões e Recomendações

Diante dos resultados obtidos, recomenda-se a ampliação e o aprimoramento das ações de monitoramento hidroquímico contínuo nos reservatórios da Bacia do Curu, com a inclusão de parâmetros adicionais relacionados à presença de metais traço e substâncias emergentes, de modo a proporcionar uma avaliação mais abrangente da qualidade ambiental dessas águas.

Sugere-se, ainda, a implementação de estratégias de gestão adaptativa da água para irrigação, como manejo racional da irrigação e técnicas de dessalinização ou mistura de águas de melhor qualidade, especialmente em áreas onde os índices RAS, RMg e RK se apresentaram críticos. É recomendável também a realização de estudos específicos sobre a dinâmica dos processos de corrosão e incrustação em função dos materiais utilizados nos sistemas de adução e armazenamento, com vistas a subsidiar a escolha de materiais mais adequados às condições físico-químicas locais.

Além disso, torna-se imprescindível o fortalecimento das políticas públicas de proteção e recuperação das áreas de recarga hídrica e de preservação ambiental nas margens dos reservatórios, como forma de reduzir a entrada de contaminantes e minimizar os efeitos da salinização progressiva das águas. A reavaliação periódica dos critérios de enquadramento de classes de qualidade para águas superficiais, considerando as especificidades ambientais e socioeconômicas do semiárido nordestino, é igualmente recomendável, visando à definição de padrões mais condizentes com a realidade local.

Por fim, sugere-se a realização de estudos complementares sobre a variabilidade espacial e temporal da qualidade hidroquímica, associando dados de uso e ocupação do solo, práticas agrícolas, volume armazenado e indicadores climáticos, com o objetivo de compreender melhor os fatores determinantes da degradação hídrica e subsidiar o planejamento de ações integradas de gestão dos recursos hídricos na Bacia do Curu.

5.2 Referências

_____. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Reservatórios do Semiárido Brasileiro:** hidrologia, balanço hídrico e operação. Hidrologia, Balanço Hídrico e Operação. 2017. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/noticias/estudo-reservatorios/anexod-acarau-curupacoti-parnaiba.pdf>. Acesso em: 14 abr. 2020.

ABHIJEEET D. Surface water quality assessment for drinking and pollution source characterization: A water quality index, GIS approach, and performance evaluation utilizing machine learning analysis, **Desalination and Water Treatment**, v.323, 2025.

ABU-ALNAEEM, M. F. et al. Assessment of groundwater salinity and quality in Gaza coastal aquifer, Gaza Strip, Palestine: an integrated statistical, geostatistical and hydrogeochemical approaches study. **Science of the Total Environment**. v. 615, p. 972-989, 2018.

ADIMALLA, N., DHAKATE, R., KASARLA, A., TALOOR, A. K. Appraisal of groundwater quality for drinking and irrigation purposes in Central Telangana, India, **Groundwater for Sustainable Development**, v.10, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100334>.

AGATEMOR, C.; OKOLO, P. O. Studies of corrosion tendency of drinking water in the distribution system at the University of Benin. **The Environmentalist**, v. 28, n. 4, p. 379-384, 2008.

AGBASI, J.C., Egbueri, J.C. Prediction of potentially toxic elements in water resources using MLP-NN, RBF-NN, and ANFIS: a comprehensive review. **Environ Sci Pollut Res**. v. 31, 30370–30398 (2024). Doi: <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33350-6>.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). (2021). **Diretrizes para o Controle da Qualidade da Água**. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br>>. Acesso em: 04 maio de 2025.

AGUIAR, R. B. **Caracterização sistemática do aquífero Serra Grande na porção Nordeste da Bacia Sedimentar do Parnaíba**. 2017. 169 f. Tese (Doutorado em Geologia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017. Disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/25522>. Acesso em: 22 fev. 2024.

AHMED, S., et al. Evaluation of corrosive behaviour and scaling potential of shallow water aquifer using corrosion indices and geospatial approaches in regions of the Yamuna river basin. **Journal of King Saud University - Science**. v. 33, ed. 1, 2021.

AHMED, S., KHONDAKER E. H., et al. Hydrogeochemistry, water quality, and potential human health risk assessment of groundwater in a drought-prone area, Bangladesh, **Groundwater for Sustainable Development**, v. 29, 2025.

AKTER, S., WAMBA, S. F., GUNASEKARAN, A., DUBEY, R., CHILDE, S. J. How to Improve Firm Performance Using Big Data Analytics Capability and Business Strategy Alignment? **International Journal of Production Economics**, v.182, p.113-131, 2016.

ALENCAR, F. K. M. **Qualidade de águas subterrâneas em área do sertão central do Ceará com base em índices iônicos**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Ceará. Programa de pós-graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2019.

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. **FAO Irrigation and Drainage**, 1998.

AL-MASHREKI M. H., EID M. H., SAEED O., SZÉKÁCS A., et al. Integration of Geochemical Modeling, Multivariate Analysis, and Irrigation Indices for Assessing Groundwater Quality in the Al-Jawf Basin, Yemen. **Water**. v.15, ed. 8, p.1496, 2023. Doi: <https://doi.org/10.3390/w15081496>.

ALMEIDA, O. A. Qualidade de água para irrigação. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Cruz das Almas: **EMBRAPA**, p. 227, 2010.

ALMEIDA, R. G. DE , CAVALCANTE, A. DE M. B., SILVA, E. M. Impactos das Mudanças Climáticas no Bioma Caatinga na Percepção dos Professores da Rede Pública Municipal de General Sampaio - Ceará. **Revista Brasileira De Meteorologia**, v. 35, n. 3, p.397–405, 2020.

ALOUI, S.; ZGHIBI, A. MAZZONI, A. et al. Assessing groundwater quality and suitability in Qatar: Strategic insights for sustainable water management and environmental protection, **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 25, 2025.

ALVES, J. P. H. et al. Hydrogeochemical characterization of reservoir waters undergoing salinization processes in Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 26, ed. 24, 2021.

ALZAHIRANI H.; ABDULLAH B.; SAYED M. Geochemical-based appraisal of karst groundwater quality, west Nile Valley, central Egypt, for drinking and irrigation, **Journal of Hydrology: Regional Studies**. v. 57, 2025.

AMIRI, V., BHATTACHARYA, P., NAKHAEI, M. The hydrogeochemical evaluation of groundwater resources and their suitability for agricultural and industrial uses in an arid area of Iran, **Groundwater for Sustainable Development**, v. 12, 2021.

AMIRI, V., KAMRANI, S., AHMAD, A. et al. Groundwater quality evaluation using Shannon information theory and human health risk assessment in Yazd province, central plateau of Iran. **Environ Sci Pollut Res**. v. 28, p.1108–1130, 2021.

ANGON, P. B., MD. SHAFIUL, I., SHREEJANA K. C., DAS, A., et al. Sources, effects and present perspectives of heavy metals contamination: Soil, plants and human food chain, **Heliyon**, v.10, n. 7, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28357>.

ANONNA, T. A., AHMED, Z., ALAM, R., KARIM, M. M., XIE, Z., et al. Water Quality Assessment for Drinking and Irrigation Purposes in Mahananda River Basin of Bangladesh. **Earth Syst Environ**, v. 6, ed. 1, p. 97-98, 2022.

ANYANGO, G. W., BHOWMICK, G. D., BHATTACHARYA, N. S. A critical review of irrigation water quality index and water quality management practices in micro-irrigation for efficient policy making, **Desalination and Water Treatment**, v. 318, 2024.

APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**. Rotterdam: Balkema, 1999.

ARAÚJO NETO, J. R. et al. Modelagem da estrutura iônica das águas superficiais de reservatórios da bacia metropolitana do Ceará, Brasil usando regressão linear múltipla. **Revista Agroambiente On-line**, v. 8, n.1, p. 29-38, 2014.

ARAÚJO, A. L. V. DE. **Mecanismos dominantes na salinização de água em rochas anisotrópicas com base em razões iônicas e número Fuzzy, em área do sertão central no Ceará**. 2017. 191 f. Tese (Doutorado em Geologia). Programa de Pós-Graduação em Geologia, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

AUDRY, P., SUASSUNA, J. **A Salinidade das Águas Disponíveis para a Pequena Irrigação no Sertão Nordestina**. Recife: CNPQ, 1995.

AZEVÊDO, A. C. **Autonomia x dependência: políticas de água no Semiárido e desenvolvimento regional**. 2017. Tese de Doutorado. Universidade de Coimbra (Portugal).

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BALCEROWSKA-CZERNIAK, G., WESTAD, F. A statistical index of surface water quality as a useful extension of monitoring systems for understanding ecosystems' response to adverse events, **Journal of Environmental Management**, v. 389, 2025,

BALI, K. M. Saline water. In: **Encyclopedia of Water Science**. 2. ed. Taylor and Francis, New York. 1011-1013p. 2011. E-book. Disponível em: <http://tandfonline.com/doi/book/10.1081/ews2>. Acesso em: 04 abr. 2023.

BALOÏTCHA, G. M. P., ALFRED O. MAYABI, A. O. et al. Evaluation of water quality and potential scaling of corrosion in the water supply using water quality and stability indices: A case study of Juja water distribution network, Kenya, **Heliyon**, v. 8, n. 3, 2022.

BASCARAN, G.M. **Establecimiento de una metodología para conocer la calidad del agua**. p. 30-49, 1979.

BATARSEH, M; IMREIZEEQ, E; TILEV, S. et. al. Assessment of groundwater quality for irrigation in the arid regions using irrigation water quality index (IWQI) and GIS-Zoning maps: case study from Abu Dhabi Emirate, UAE, **Groundwater for Sustainable Development**.v.14, 2021.

BATISTA, A. C. O. N. **Alterações hidroquímicas em reservatórios do semiárido cearense**. 2019. Tese (doutorado), Universidade Federal do Ceará, centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Fortaleza, 2019.

BEAUCAIRE, C.; GASSAMA, N.; TRESONNE, N.; DIDIER, L. Saline groundwater in the hercynian granites (Chardon Mine, France): geochemical evidence for the salinity origin. **Applied Geochemistry**, Amsterdam, v. 14, p. 67-84, 1999.

BHERING, A. P.; ANTUNES, I. M. H. R. et al. Hydrogeology of Karst and Metapelitic Domains of the Semi-Arid Vieira River Watershed (Brazil)—A Contribution to Groundwater Resource Management. **Water**, v. 15, 2023. Doi: <https://doi.org/10.3390/w15112066>

BORTOLIN, T.A.; REGINATO, P.A.R.; LEÃO, M.I.; SCHNEIDER, V.E. Hidrogeologia e hidroquímica dos aquíferos fraturados associados às rochas vulcânicas ácidas no Município de Carlos Barbosa (RS). **Rev. Ambient. Água**, v. 9, n. 1, 2014.

- BOUCHAREB, N., CHOUAIB, R. A., MERIEM, L. et al. Monitoring water quality in Beni Haroun Dam Northeastern Algeria: Application of Water Quality Index (WQI), Pollution Index (PI), and statistical analyses, **Desalination and Water Treatment**, v. 323, 2025.
- BOUKICH, Q., BEN-TAHAR, R. MOHAMED BRAHMI, M. et al. Assessment of groundwater quality for irrigation using a new customized irrigation water quality index, **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 59, 2025.
- BOUSELSAL, B., SATOUEH, A., EGBUERI, J. C. Evaluating water quality, mineralization mechanisms, and potential health risks of nitrate contamination in the Continental Intercalaire aquifer of Reggane, Algeria. **Environ Earth Sci.** v. 83, n. 539, 2024. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-024-11844-3>
- BOWER, C. A., HATCHER, J. R. Water Chemistry and the Interpretation of Water Analysis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 32, n.5, p. 766-770, 1968.
- BOYD, C. E., TUCKER, C. S. Pond Aquaculture Water Quality Management. **Springer Science and Business Media**, 2012.
- BRÜMMER, G. W.; BARROW, N. J.; FISCHER, L. Effect of porosity of goethite on the sorption of six heavy metal ions. European **Journal of Soil Science**, v. 64, p. 805–813, 2013. Doi: <https://doi.org/10.1111/ejss.12091>.
- BUCKLEY, J. J. Fuzzy hierarchical analysis, **Fuzzy Sets and Systems**, v. 17, n. 3, p. 233-247, 1985.
- CAMPOS, J. N. B. Secas e políticas públicas no semiárido: ideias, pensadores e períodos. **Estudos Avançados**, 28, 2014.
- CARRIER AIR CONDITIONING COMPANY: Handbook of Air Conditioning System Design. New York: McGraw-Hill Books. 1965
- CARVALHO, A. K. N.; SOUZA, R. F. Hidroquímica de águas superficiais e subterrâneas em Carnaúba dos Dantas, Rio Grande do Norte. **Revista do Instituto de Geociências – USP**. v. 22, n. 1, p. 5-75, 2022.
- CARVALHO, L. **Recursos hídricos subterrâneos no semiárido cearense: entender para aumentar a resiliência de sua população rural. Estudo de caso nos municípios de Arneiroz, Tauá, Catarina, Saboeiro, Aiuba, Parambu**. 2017. 54f. Monografia.
- CASTRO, C. N. **Água, problemas complexos e o Plano Nacional de Segurança Hídrica**. 2022. Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas (IPEA). Disponível em: <https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/11115/1/%C3%81gua_problemas_complexo_s.pdf> Acesso em: 22 jan. 2025.
- CEARÁ**, Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. Malha hídrica oficial. No prelo. 2017.
- CEARÁ**, Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas Metropolitanas**, 2000, atualizado em 2010.

CEARÁ. Assembleia Legislativa do Estado do Ceará. **Plano Estratégico dos Recursos Hídricos do Ceará.** 2009. Disponível em: <<https://portal.cogerh.com.br/wp-content/uploads/2018/09/Plano-Estrat%C3%A9gico-dos-Recursos-H%C3%ADdricos-do-Cear%C3%A1.pdf>>. Acesso em: 19 jul. 2024.

CEARÁ. **Cenário atual dos recursos hídricos do Ceará.** Conselho de Altos Estudos e Assuntos Estratégicos, Assembleia Legislativa do Estado do Ceará; Eudoro Walter de Santana (Coordenador). Fortaleza: INESP, 2008. 174 p. : il. – (Coleção Pacto das Águas). Disponível em: <https://www.senado.leg.br/comissoes/CMMC/AP/AP20090924_Pacto_das_Aguas.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2025.

CEARÁ. Governo do Estado do Ceará. **Entenda a real situação do cinturão das águas do Ceará.** 2023. Disponível em: <<https://www.ceara.gov.br/2023/11/07/entenda-a-real-situacao-do-cinturao-das-aguas-do-ceara>>. Acesso em: 07 jun. 2024.

CEARÁ. Governo do Estado do Ceará. **Segurança hídrica:** Governo do Ceará inaugura sistema de captação pressurizada no açude Gavião. 2016. Disponível em: <https://www.cidados.ce.gov.br/2016/12/26/seguranca-hidrica-governo-do-ceara-inaugura-sistema-de-captacao-pressurizada-no-acude-gaviao/>. Acesso em: 19 jul. 2024.

CEARÁ. Secretaria de Recursos Hídricos. **Ceará: Marco de Gestão Socioambiental.** 2022. Disponível em: <<https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2022/10/CE-Marco-de-Gestao-Socioambiental-23-06-2022.pdf>>. Acesso em: 14 out. 2024.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Marco de gestão socioambiental do projeto: Projeto de Apoio à Melhoria da Segurança Hídrica e Fortalecimento da Inteligência na Gestão Pública do Estado do Ceará – Projeto (Ceará Water Security and Governance Project).** Fortaleza, 2018. Disponível em: <<https://www.ipece.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2022/10/CE-Marco-de-Gestao-Socioambiental-23-06-2022.pdf>>. Acesso em: 11 jan. 2025.

CETESB, 2017. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 7 de fevereiro de 2017.**

CHADHA, D. K. A Proposed New Diagram for Geochemical Classification of Natural Waters and Interpretation of Chemical Data. **Hydrogeology Journal**, v. 7, p. 431-439, 1999.

CHADHA, D. K. **Sample Size Determination in Health Studies.** NTI Bulletin, v. 42, p. 55-62, 1962.

CHAKRABORTY M., TEJANKAR A., COPPOLA G., CHAKRABORTY S. Assessment of groundwater quality using statistical methods: a case study. **Arab J Geosci.** 2022; v. 15, nº 12, p.1136, 2022.

CHAPMAN, D. (1996). **Water Quality Assessments: A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring.** 2nd Edition. CRC Press.

CHEN, J. et al. Insights into hydrological and hydrochemical processes in response to water replenishment for lakes in arid regions. **Journal of Hydrology**, v. 581, p. 124386, 2020.

CHEN, Y.; CUI, Y.; BARRETT, A. G.; CHILLE, F.; LASSALLE, S. investigation of calcite precipitation in the drainage system of railway tunnels. **Tunneling and underground space technology**, v. 84, p. 45 -55, 2019.

CHIDIAC, P. S., EL NAJJAR, N., OUAINI, Y., et al. A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. **Reviews in Environmental Science and Bio/technology**, v. 22, p. 349-395, 2023

CHORAMIN, M.; HAJAVI, S.; HAMID, H.; ZAHEDASL, E.; TANHA, M. H. T. Evaluation of water resources in terms of corrosion and deposition potential on the aqueous structures by five common indicators (Case of study: Bahmanshir River). **WALIA Journal**, v. 34, p. 11-16, 2015.

CHOUDHARY S. Scaling Potential and Corrosion Assessment through Langlier Saturation Index and Ryznar Stability Index of Under Ground Water in Udaipur, Rajasthan. **International advanced research journal in science, engineering and technology**. 2023; doi:10.17148/IARJSET.2023.10735

CICILINSKI, A. D., VIRGENS FILHO, J. S. A new water quality index elaborated under the brazilian legislation perspective. **International Journal of River Basin Management**, v.20, n. 3, p. 323–334, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1080/15715124.2020.1803335>

CICILINSKI, A. D., VIRGENS FILHO, J. S., TSUKAHARA, R. Y. Aplicação do índice de qualidade da água IQAc em bacias hidrográficas paranaenses. **Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**. v. 14, n. 1, 2021, 477–492. Doi: <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.70282>.

CLARKE, N. et al. The formation and fate of chlorinated organic substances in temperate and boreal forest soil. **Environmental, Science, Pollution Resource**. v. 16, p. 127-143. 2009.

COLE, J. J., PRAIRIE, Y. T Chapter 13 - The Inorganic Carbon Complex, **Wetzel's Limnology**. ed. 4, p.301-323, 2024.

COLE, J. J., PRAIRIE, Y. T. Dissolved CO₂ in Freshwater Systems, **Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences**, 2014. Doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09399-4>.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (COGERH). **Diagnóstico da Região Hidrográfica do Curu**. 2021.

CONTI, I. R.; SCHROEDER, E. O. (Org.). **Convivência com o semiárido brasileiro: autonomia e protagonismo social**. Brasília: Editora IABS, 2013. Disponível em: <<https://bibliotecasemiaridos.ufv.br/jspui/handle/123456789/376>>. Acesso em: 22 jan. 2025.

CORTEZ, H. S.; LIMA, G. P., SAKAMOTO, M. S. A seca 2010-2016 e as medidas do Estado do Ceará para mitigar seus efeitos. **Revista Parcerias Estratégicas**, v. 22, n. 44, p. 83–118, 2017.

COSMO, R. F. **A fase oleosa e a de gaseificação do CO₂ na precipitação de CaCO₃: implicações, modelagem, simulação numérica, validação desenvolvimento de protótipo experimental**. Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica). Universidade Federal do Espírito

Santo, Centro Tecnológico, 2022.

COSTA, M. P., et al. (2019). Gestão adaptativa da qualidade da água em regiões semiáridas do Nordeste brasileiro. **Jornal de Gestão Ambiental**, v. 14, n. 2, p. 123-136, 2019.

COSTA, W. M., NASCIMENTO, R. F., SILVA F. J. A. Avaliação Da Composição Hidrogeoquímica De Águas Subterrâneas De Poços Profundos Situados No Município De Caucaia – Ce e Suas Limitações De Usos. **Revista AIDIS**. v. 15, n. 1, 2020. Doi: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.1.77830>

COTOVIC, L. C. J., et al. Comparações entre medições em tempo real da pco₂ aquática com estimativas indiretas em dois estuários tropicais contrastantes: O estuário eutrofizado da baía de guanabara (RJ) e o estuário oligotrófico do Rio São Francisco (AL). **Química Nova**. v. 30, n. 10, p. 1206-1214, 2016.

CRUZ, W. B.; MELO, F. A. P. **Estudo geoquímico preliminar das águas subterrâneas do nordeste do Brasil**. Recife, SUDENE/Divisão de documentação. 147p. (Brasil, SUDENE, Hidrogeologia, 19). 1968.

CUNHA, B. P; AUGUSTIN, S. **Sustentabilidade ambiental**: estudos jurídicos e sociais. Caxias do Sul- RS: [s. n.], 2014. Disponível em: https://www.ucs.br/site/midia/arquivos/Sustentabilidade_ambiental_ebook.pdf Acesso em: 25 ago. 2024.

CUSTODIO, E.; LLAMAS, M. R. **Hidrologia subterrânea**. 2. ed. Barcelona: Omega, 1983.

DAMASCENO, M. B., SOUZA, R. F., DINIZ FILHO, J. S. et al. Caracterização hidroquímica de águas superficiais dos rios Guajiru e do Mudo, Bacia Hidrográfica do rio Doce, RN, Nordeste do Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 48, n. 1, 2021. Doi: doi.org/10.22456/1807-9806.102566.

DANCEY, C. P.; REIDY, J. **Estatística sem matemática para psicologia**. 7. ed. Porto Alegre: RS, 2019.

DANGE, S., KUMARAGURU A., VIJAYARAGHAVAVALU, S. Unlocking Vellore's water future: Integrated hydrogeochemical research aligns with SDGs 6, 12, and 13. **Results in Engineering**, v. 25, 2025.

DAVIL, M. F.; MAHVI, A. H.; NOROUZI, M.; MAZLOOMI, S.; AMARLUIE, A.; TARDAST, A.; KARAMITABAR, Y. Survey of corrosion and scaling potential produced water from Ilam water treatment plant. **World Applied Sciences Journal**, v. 7, n. 11, p. 11-24, 2009

DE VIVO, B., et al. Hydrochemical Characterization of Groundwater in the Campania Region, Italy. **Environmental Geology**. v. 43, n.7, p.836-852, 2003.

DEER, W.A., HOWIE, R.A.; ZUSSMAN, J. Single-Chain Silicates. **Geological Society of London**, 1997.

DHAKATE, R., MORE, S., DUVVA, L., ENJAMURI, S. Groundwater chemistry and health hazard risk valuation of fluoride and nitrate enhanced groundwater from a semi-urban region of South India. **Environmental Science and Pollution Research**. v. 30, p.1-19, 2023. Doi: <https://doi.org/10.36659/dae.2022.045>

- DONEEN, L. D. Notes on water quality in agriculture. **Water science and engineering paper**, v. 401, p. 132 – 150, 1964.
- DUBOIS, D. PRADE, H. Chapter 5 - Fuzzy Measures. Probabilities/Possibilities, **Mathematics in Science and Engineering**, v. 144, 1980.
- EATON, F. M. Significance of carbonates in irrigation water. **Soil Science**, v.69, p. 123-133,1950.
- EKWERE, A. S.; EDET, B. B. Hydrochemistry of groundwaters within the rock quarrying districts of western Oban Massif, southeastern Nigeria. **Indian Journal of Environmental Protection**, v. 43, n. 2, p. 108-118, 2023.
- EL BILALI, A; TALEB, Y. Brouziyne, Groundwater quality forecasting using machine learning algorithms for irrigation purposes, **Agricultural Water Management**. v. 245, 2021.
- ELSAYED, S., HUSSEIN, H., MOGHANM, F. S., KHEDHER, K. M., EID, E. M., GAD, M. Application of Irrigation Water Quality Indices and Multivariate Statistical Techniques for Surface Water Quality Assessments in the Northern Nile Delta, Egypt. **Water**, v. 12, n. 12, p. 3300, 2020.
- EMROUZNEJAD, A., HO, W. Fuzzy Analytic Hierarchy. **Visit the Taylor & Francis**. n. 13, 2017.
- ESLAMIA, F., SALARIB, M.; YOUSEFIC, N.; MAHVID, A. H. Evaluation of quality, scaling and corrosion potential of groundwater resources using stability index; case study Kerman Province (Iran). **Desalination and Water Treatment**, v. 179, p. 19–27, 2020.
- EYANKWARE, M. O., AKAKURU, O. C., ULAKPA, R. O. E. et al. Sustainable management and characterization of groundwater resource in coastal aquifer of Niger delta basin Nigeria. **Sustainable Water Resources Management**, v. 7, n.58, 2021.
- FEITOSA, F. A. C. et al. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. CPRM, 2008.
- FERNANDES, W. S. et al. Avaliação do impacto das mudanças climáticas no balanço hídrico na bacia do Orós usando os modelos de mudanças climáticas do IPCC-AR4 para o cenário A1B, **Revista AIDIS**, v. 9, n. 1, p. 28-48, 2016.
- FLOREZ-PEÑALOZA, J. R., JÜRGGEN, M. O. E., et al. Hydrogeochemical evolution of a semiarid endorheic basin, with intense agricultural and livestock activities, **Journal of Hydrology**, v. 657, 2025.
- FORTES, A. C. C., BARROCAS, P. R. G., KLIGERMAN, D. C. Water quality indices: Construction, potential, and limitations . **Ecological Indicators**, v.157, 2023,
- FRANCA, R. M. **Estrutura fitoplanctônica em reservatórios cearenses:** associação hidroclimática e estado trófico. 2021. 173f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2021. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/58917>>. Acesso em: 05 mar. 2024.

FRISCHKORN, E. H. (2009). **Razões da escolha do curso de Administração:** um estudo com alunos ingressantes na Universidade Federal do Ceará. [sl:sn], 2009. Disponível em: https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/9216/1/2009_eve_hfrischkorn_razoes.pdf. Acesso em: 03 jun. 2024.

FU, C., LI, X., CHENG, X. et al. Hydrochemical processes and water balance trends based on stable isotopes of typical alpine lakes in the Qinghai-Tibet Plateau, **Journal of Geochemical Exploration**. v. 270, 2025. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2024.107663>.

FUNASA- Fundação Nacional de Saúde. **Cadernos temáticos: abastecimento de água potável.** 1. ed. Brasília, 2016.

FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS [FUNCEME]. **Relatório Áreas irrigadas em 2019 nas bacias hidrográficas do Curu e Litoral-CE.** Gerência de Estudos e Pesquisas em Meio Ambiente-GEPEM. Fortaleza, 2020.

GAD, M., DAHAB, K; IBRAHIM, H. Applying of a geochemical model on the Nubian sandstone aquifer in Siwa Oasis, Western Desert, **Egypt. Environ Earth Sci.** v.77, n. 401, 2018.

GAIKWAD, S., GAIKWAD, S., MESHRAM, D. et al. Geochemical mobility of ions in groundwater from the tropical western coast of Maharashtra, India: implication to groundwater quality. **Environ Dev Sustain**, v. 22, p.2591–2624, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00312-9>

GALL, J. **Xerófilas evoluíram para sobreviver em solos secos e áridos.** 2019. Disponível em: <https://www.agro20.com.br/xerofilas/>. Acesso em: 06 abr. 2024.

GANGULI, S., MD. AKTER, H. R., HOWLADER, S. et al. Assessment of Bhatiari Lake water quality: Pollution indices, hydrochemical signatures and hydro-statistical analysis, **Journal of the Indian Chemical Society**, v. 99, n. 8, 2022.

GHARBI, A., ALI, Z., ZAIRI, M. Groundwater suitability for drinking and agriculture purposes using irrigation water quality index and multivariate analysis: case of Sidi Bouzid aquifer, central Tunisia. **Environ Earth Sci** v.78, p.692, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8733-y>

GHOLIZADEH, A., MOKHTARI, M., NAIMI, N. et al. Assessment of corrosion and scaling potential in groundwater resources; a case study of Yazd-Ardakan Plain, Iran, **Groundwater for Sustainable Development**, v. 5, 2017.

GHOSH, A., BERA, B. Hydrogeochemical assessment of groundwater quality for drinking and irrigation applying groundwater quality index (GWQI) and irrigation water quality index (IWQI). **Groundwater for Sustainable Development**, v. 22, 2023.

GIAMBASTIANI, B. M. S. et al. Characterization of the lowland coastal aquifer of Comacchio (Ferrara, Italy): hydrology, hydrochemistry and evolution of the system. **Journal of Hydrology**, v. 501, p. 35-44, 2013.

GIBBS, R. J. Mechanisms Controlling World Water Chemistry. **Science**, v.170, p.1088-1090, 1970.

GOMES, A. S. **Urbanização impacto em bacias hidrográficas o caso da bacia do curu em Canindé Ceará** 2021. Monografia (graduação), Centro Universitário Christus, Curso de Engenharia Civil, Fortaleza, 2021.

GONDIM, S. M. G., MUTTI, C. Affections in learning situations: a study of an entrepreneurship skills development course, **Journal of Workplace Learning**, v. 23, n. 3, p. 195-208, 2014.

GONZÁLEZ, P. S. ALEJANDRA S., RICARDO O. B. Assessment of water quality trends through the application of an aggregated water quality index with historical monitored data in a Mediterranean Andean basin. **Ecological Indicators**, v. 166, 2024,

GORGIJ, A. D., MOAYERI, M. M. Proposing a novel method for the irrigation water quality assessment, using entropy weighted method, entitled: “EIWQI”. **Environ Earth Sci**, v. 82, n. 462, 2023. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-023-11150-4>.

GREENBERG, A. E., CLESCERI, L. S., EATON, A. D. (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (18^a ed.). American Public Health Association

GUGULOTHU, S., SUBBARAO, N., DAS, R. et al. Geochemical evaluation of groundwater and suitability of groundwater quality for irrigation purpose in an agricultural region of South India. **Applied Water Science**. v.12, n.142, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1007/s13201-022-01583-w>.

HEM, J. D. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. U.S. **Geological Survey Water-Supply Paper**, p. 1-263, 1985.

HOUNSLOW, A. W. **Water quality data: analysis and interpretation**. Boca Raton: CRC Lewis, 387p. 1995.

HOWLADAR, M. F.; DEB, P.; MUZEMDER, A. S. H. Monitoring the underground roadway water quantity and quality for irrigation use around the Barapukuria Coal Mining Industry, Dinajpur, Bangladesh. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 4, p. 23-34, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2025.106344>.

IMRAN, S. A.; DIETZ, J. D.; MUTOTI, G.; TAYLOR, J. S.; RANDALL, A. A. Modified Larsons ratio incorporating temperature, water age, and electroneutrality effects on red water release. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, n. 11, p. 1514-1520, 2005.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ - IPECE. **Os recursos hídricos do Ceará: integração, gestão e potencialidades**. MEDEIROS, C. N.; GOMES, D. D. M.; ALBUQUERQUE, E. L. S.; CRUZ, M. L. B. Fortaleza: IPECE, 2011.

IQBAL, J.; AMIN, G.; SU, C.; HAROON, E.; BALOCH. M. Y. J. Assessment of landcover impacts on the groundwater quality using hydrogeochemical and geospatial techniques. **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 31, n. 28, p. 40303-40323, 2024.

ISLAM, M. T.; AKASH., RIMI KHATUN, R. et al. Regional irrigation water quality index for the Old Brahmaputra River, Bangladesh: A multivariate and GIS-based spatiotemporal assessment, **Results in Engineering**, v. 24, 2024.

JAHAN, A., KHAN, M. U., KUMAR, N. R. S., DAR, T. A. Geochemical characterization, its controlling factors, and comparison between the upstream and downstream segments of the Himalayan Satluj River basin, India, **Geochemistry**, v. 83, n. 2, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemer.2023.125974>.

JENNERJAHN, T. et al. **Factors controlling dissolved silica in tropical rivers.** In: Ittekkot, V.; et al.(eds) The silica cycle. Island Press, Washington, 2006. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/285816281_Factors_controlling_dissolved_silica_in_tropical_rivers. Acesso em: 01 abr. 2025.

JIA, W., KAI LIU, K., JINKAI Y., et al. The difference in hydrochemical characteristics of geothermal water between the eastern and western parts of the Wugongshan area and its genetic mechanism. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 266, 2024.

JIANG, L. Q., CARTER, B. R., FEELY, R. A. et al. Surface ocean pH and buffer capacity: past, present and future. **Sci Rep.** v. 9, p:18624, 2019. Doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55039-4>.

JUNKES, V. H., GERMANN, E., BELINE, E. L. et al. **O ciclo do enxofre aplicado à agricultura e agroindústria.** XI Encontro De Engenharia de Produção Agroindustrial (EEPA). UNESPAR/Campo Mourão, 2017. Anais ISSN: 2176-3097.

KAISER, H. F. The application of electronic computers to factor analysis. **Educational and Psychological Measurement**, v.20, p.141-151, 1960.

KALYANI, D. S., RAJESH, V., REDDI, E. U. B. et al. Correlation between corrosion indices and corrosiveness of groundwater: a study with reference to selected areas of Krishna District, Andhra Pradesh, India. **Environ Earth Sci.** v. 76, p. 568, (2017).

KAMRUZZAMAN, M. M., ALANAZI, S. A., ALRUWAILI, M., et al. Water resource evaluation and identifying groundwater potential zones in arid area using remote sensing and geographic information system. **J Comput Sci.** v. 16, n. 3, p. 266-279, 2020.

KANJI, S., DAS, S., RAJAK, C. A comparative hydrochemical assessment of groundwater quality for drinking and irrigation purposes using different statistical and ML models in lower gangetic alluvial plain, eastern India, **Chemosphere**, v. 372, 2025.

KANNA R. A. et al. Groundwater and pore water inputs to the Bay of Bengal supported by geochemical tracers: Example from Tamil Nadu and Pondicherry, East Coast of India. **Chemosphere**. v.336, 2023.

KARUNANIDHI, D., ARAVINTHASAMY, P., DEEPALI, M., SUBRAMANI, T., SUNKARI, E. D. Appraisal of subsurface hydrogeochemical processes in a geologically heterogeneous semi-arid region of south India based on mass transfer and fuzzy comprehensive modeling. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 43, n.2, p.1009-1028, 2020.

KAUFMANN, A., GUPTA, M. M. **Introduction of fuzzy arithmetic: theory and applications.** New York: Van Nostrand Reinhold, p. 384, 1991.

KAUSHAL, S., DUAN, T., DOODY, S., HAQ, R., SMITH, T. Human-accelerated weathering increases salinization, major ions, and alkalinization in fresh water across land use. **Applied Geochemistry**, New York, NY, USA, v.83, p. 121-135, 2017.

- KAVURMACI, M., KARAKUŞ, C. B. Evaluation of Irrigation Water Quality by Data Envelopment Analysis and Analytic Hierarchy Process-Based Water Quality Indices: the Case of Aksaray City, Turkey. **Water Air Soil Pollut.** v. 231, n. 55, 2020.
- KAWO, N. S; KARUPPANNAN, S. Groundwater quality assessment using water quality index and GIS technique in Modjo River Basin, central Ethiopia, **Journal of African Earth Sciences**, v. 147, p. 300-311, 2018.
- KAZAPOE, R. W., SAGOE, S. D., ABU, M. Predicting irrigation water quality indices in a typical mining dominated area in the Upper West region of Ghana using multiple machine learning techniques. **Discov Water.** v.4, n.46, 2024.
- KELLNER, E., OLIVEIRA, F. E. S. A agressividade da água e a possibilidade de alteração da qualidade para o consumo humano. **Eng Sanit Ambiental**, v.27, n.1, p. 159-168, 2022.
- KELLY, W. P. **Permissible composition and concentration of irrigated waters.** In: Proceedings of the A.S.C.F, p. 607, 1940.
- KILL, L. H. P; PORTO, D. **BIOMA CAATINGA:** oportunidades e desafios de pesquisa para o desenvolvimento sustentável. In: VILELA, E. F.; CALLEGARO, G. M.; FERNANDES, G. W. (Org.). Biomas e agricultura: oportunidades e desafios. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciência: FAPEMIG, 2019.
- KLIR, G. J., YUAN, B. **Fuzzy sets and fuzzy logic:** Theory and applications. Prentice Hall, 1995.
- KOTHARI, V., SUMAN, V., SUNESHKUMAR, S., NEHA, G. Correlation of various water quality parameters and water quality index of districts of Uttarakhand, **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 9, 2021.
- KREIS, M. B. **Origem e dinâmica da salinidade dos aquíferos cristalinos fraturados da região semiárida Cearense (Brasil).** Tese (doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza, 2021.
- KRIMISSA, S.; MICHELOT, J. L.; BOUCHAOU, L.; HSISSOU, Y. About the origin of chloride in the groundwater from coastal aquifer under semi-arid climate (Chtouca-Massa, Morocco). **Comptes Rendus Géoscience. Abstract. Paris.** v. 336.n. 15. p. 1363-1369, 2004.
- KRISHAN, G., LAPWORTH, D. J., MACDONALD, A.M., M.S. RAO. Groundwater recharge sources and processes in northwest India: Evidence from high frequency water isotope observations, **Journal of Hydrology: Regional Studies.** v. 50, 2023.
- KUMAR, D., RAKESH K., SHARMA, M., AMIT AWASTHI, A., MANISH K. Global water quality indices: Development, implications, and limitations, **Total Environment Advances**, v. 9, 2024.
- KUMAR, P.; SOMASHEKAR, R. K.; ANGAMI, M. Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in the Markandeya River basin, Belgaum District, Karnataka State, India. **Environ. Monit. Assess.** v. 173, p. 459–487, 2011.

LACERDA, L. D.; TELES, M. O.; MOLISANI, M. M. Changes in mangrove extension in the Pacoti River, Ceará State Northeastern Brazil due to regional environmental changes between 1958 and 2004. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 67-72, 2007.

LAGES, A. S., MATIAS, A. C. C., MIRANDA, S. A. F. et al. Razões iônicas como marcadores de interações entre água superficial e aquífero no igarapé do quarenta, em Manaus-AM. **Ciência. e Natureza**, v. 45, ed. 37, 2023. Doi: <https://doi.org/10.5902/2179460X74607>.

LANGELIER, W. F. The Analytical Control of Anti-corrosive Water. **Journal of the American Water Works Association**, v. 28, n. 8, p.1500-1521, 1936.

LANJWANI, M. F., KHUHAWAR, M. Y., TAJ MUHAMMAD, J. K. et al. Spatial variability and hydrogeochemical characterisation of groundwaters in Larkana of Sindh, Pakistan, **Groundwater for Sustainable Development**, v. 14, 2021.

LARSON, T. E; SKOLD, R.V. Laboratory studies relating mineral quality of water to corrosion of steel and cast iron. **Illinois: State of Illinois**, 1958.

LEE, B. **Pragmatics of Community Organization**. 3rd Edition, Common Act Press Canada, Ontario (Canada), 1999.

LEE, H. et al. Proposal for a new customization process for a data-based water quality index using a random forest approach. **Environmental Pollution**, v. 323, 2023.

LI, P., HE, S., HE, X. et al. Seasonal Hydrochemical Characterization and Groundwater Quality Delineation Based on Matter Element Extension Analysis in a Paper Wastewater Irrigation Area, Northwest China. **Expo Health**. v. 10, p.241–258, 2018a.

LI, P., HE, S., YANG, N. et al. Groundwater quality assessment for domestic and agricultural purposes in Yan'an City, northwest China: implications to sustainable groundwater quality management on the Loess Plateau. **Environ Earth Sci**. v. 77, n. 775, 2018b.

LI, X., ZHANG, Y., WU, T., SUN, X., YANG, T., WANG, L., LI, X., et al. Major ions in drinking and surface waters from five cities in arid and semi-arid areas, NW China: spatial occurrence, water chemistry, and potential anthropogenic inputs. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 5456-5468, 2020.

LIMA, A. O. et al. Mechanisms controlling surface water quality in the Cobras river subbasin, northeastern Brazil. **Revista Caatinga**, v.30, n.1, p. 181-189, 2017.

LIMA, E. C., BARBOSA, F. E. L., GUIMARÃES, L. S. **Recursos hídricos, barragens e tecnologias sociais**. FÓRUM BRASILEIRO DO SEMIÁRIDO. PROEX/UVA, 2020.

LIMA, E. S., SILVA, J. B., OLIVEIRA, S. F. Aplicação de métodos estatísticos na análise da qualidade da água de reservatórios. **Revista de Análises Ambientais**, v.16, n. 3, p. 101-116, 2020.

LIMA, W. P. **Hidrologia Florestal Aplicada ao Manejo de Bacias Hidrográficas**. 2^a. ed. USP: Piracicaba, 2008.

- LINHARES, M. et al. Secas e políticas públicas no semiárido brasileiro: Um debate oportuno acerca do binômio combate a seca X convivência com o semiárido. **Geopauta**, v. 5, n. 3, 2021.
- LIU, F., ZHAO, Z., YANG, L., MA, Y., XU, Y., GONG, L., LIU, H. Geochemical characterization of shallow groundwater using multivariate statistical analysis and geochemical modeling in an irrigated region along the upper Yellow River, Northwestern China. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 215, 2020.
- LODHA, R., SHARMA, Y., SURECHA, O. P., TRIVEDI, A. et al. Scaling Potential and Corrosion Assessment through Langlier Saturation Index and Ryznar Stability Index of Under Ground Water in Udaipur, Rajasthan. **International advanced research journal in science, engineering and technology**. v. 10, n. 7, 2023. doi:10.17148/IARJSET.2023.10735
- LOPES, B. P. **Qualidade da água na indústria:** importância, contaminação e legislação. Blog Neoprospecta, 21 mar. 2022. Disponível em: <https://blog.neoprospecta.com/qualidade-da-agua-na-industria/>. Acesso em: 11 jan. 2025.
- LOPES, T. M. X. M., SILVA, S. M. O., SOUZA FILHO, F. A., ARAÚJO JÚNIOR. L. M. Identificação de impactos e respostas às secas para mitigação da vulnerabilidade hídrica: o caso de Fortaleza. **Revista DAE** v. 70, n 236, p. 195-207, 2022.
- LÓPEZ, Y. C., RUIZ-MARIN, A., CHI-AYIL, J. Diagnóstico de la contaminación por metales pesados en sedimento superficial de la laguna de términos, Campeche: una aproximación estadística, **Revista AIDIS**, v. 7, n. 2, p. 95-104, 2014.
- MA, H., ZHU, G., ZHANG, Y., PAN, H., GUO, H., JIA, W., ZHOU, J., et al. The effects of runoff on Hydrochemistry in the Qilian Mountains: a case study of Xiying River Basin. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, p. 385-395, 2019.
- MACHADO, G.; MACIEL, T.; THIOLLENT, M. Uma abordagem integral para Saneamento Ecológico em Comunidades Tradicionais e Rurais. **Ciência & Saúde Coletiva**, v.26, n.4, p.1333-1344, 2021.
- MACHADO, I. A. **Tratamento terciário de efluentes de estações de tratamento por lodo ativado para fins de reúso como água de reposição em torres de resfriamento.** Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública Rio de Janeiro, 2005.
- MAMDANI, E. H. Application of fuzzy algorithms for control of simple dynamic plant. **Proceedings of the Institution of Electrical Engineers**, v.121, n.12, p. 1585-1588, 1977. Disponível em: <https://doi.org/10.1049/piee.1974.0328>. Acesso em: 2 jul. 2025.
- MANIKANDANA, E., RAJMOHAN, N., ANBAZHAGANA, S. Monsoon impact on groundwater chemistry and geochemical processes in the shallow hard rock aquifer. **CATENA**, v.195, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104766>.
- MARCHI, H. R.; SOUZA, M. C. **Avaliação dos índices de incrustação e corrosividade em água de reúso usada em sistemas de resfriamento.** Monografia (graduação), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2021.

MARCHITTO, T., FARMER, J. Nutrient proxies. **Encyclopedia of Quaternary Science (Third edition).** v. 3, p. 762-770, 2025.

MASTERS, S.; PARKS, J.; ATASSI, A.; EDWARDS, M.A. Distribution system water age can create premise plumbing corrosion hotspots. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 187, n. 9, p. 1, 2015.

MATOS, D. **Análise crítica da profundidade da coleta dos solos para fins de levantamento.** 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/44284/1/2019_tcc_dmnmatos.pdf>. Acesso em: 03 nov. 2024.

MEDEIROS, P. H. A., SIVAPALAN, M. From hard-path to soft-path solutions: slow-fast dynamics of human adaptation to droughts in a water scarce environment. **Hydrological Sciences Journal**, v. 65, n. 11, p.1803-1814, 2020.

MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; CHAVES, L.; FRISCHKORN, H.; CRISÓSTOMO, L. A. A new proposal of the classification of irrigation water. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 3, p. 349-357, 2010.

MENEZES. J. M.; SABINO, H.; CRISTO, V. et al. Comparação entre os Índices de Qualidade de Água Cetesb e Bascarán. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ** - v. 41, p. 194-202, 2018.

MILLETTE, J. R., HAMMONDS, A. F., PANSING, M. F., HANSEN, E. C., CLARK, P. J. Aggressive water: Assessing the extent of the problem. **Journal American Water Works Association**, v. 72, n. 5, p. 262-266, 1980.

MONTECELOS-ZAMORA, Y., CAVAZOS, T., KRETZSCHMAR, T., et al. Hydrological modeling of climate change impacts in a Tropical River Basin: A case study of the Cauto River, Cuba. **Water (Switzerland)**, v.10, n. 9, p. 1135, 2018.<https://doi.org/10.3390/w10091135>

MONTEIRO, A. S. C. et al. Geochemical modeling of the evaporation process in salinized reservoirs in the semiarid region of Northeastern Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 27, ed. 21, 2022.

MORAIS, L. P. F. **Qualidade da água do reservatório Poções no município de Monteiro – PB.** Monografia (Especialização em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Instituto Federal da Paraíba – IFPB, Monteiro, 2014.

MOTA, S. **Gestão Ambiental de Recursos Hídricos.** 4^a edição. Editora ABES, Rio de Janeiro, 2020.

MUKATE S, WAGH V, PANASKAR D, JACOBS JA, SAWANT A. Development of new integrated water quality index (IWQI) model to evaluate the drinking suitability of water. **Ecological Indicators**. v. 101, p. 348–354, 2019.

MUKONAZWOTHE, M; MUNYAI, L. F; MUTOTI, M. I. Groundwater quality evaluation for domestic and irrigation purposes for the nwanedi agricultural community, limpopo province, South Africa, **Heliyon**. v. 8. nº 4, 2022.

NASEEM, S.; HAMZA, S.; BASHIR, E. Groundwater geochemistry of Winder agricultural farms, Balochistan, Pakistan and assessment for irrigation water quality. **European water, Europa**, v. 31, p. 21-32, 2010.

NAYAK, A.; MATTA, G.; UNIYAL, D. P. Hydrochemical characterization of groundwater quality using chemometric analysis and water quality indices in the foothills of Himalayas. **Environ. Dev. Sustain.** v. 25, p. 14229–14260. 2020. Doi: 10.1007/s10668-022-02661-4.

NETO, A. F. S. et al. Avaliação do Índice de Qualidade da Água do riacho Mussuré no município de João Pessoa/PB. In: Anais do XXI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, Fortaleza, 2015.

NETO, M. C. P. Perspectivas da açudagem no semiárido brasileiro e suas implicações na região do Seridó Potiguar. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 29, n 2, p. 285-294, 2017.

NUNES, L. F. C. V., MEDEIROS, P. H. A. Análise histórica da severidade de secas no Ceará: efeitos da aquisição de capital hidráulico sobre a sociedade. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v.17, 2020. <https://doi.org/10.21168/rega.v17e18>

OLIVEIRA, C. N; CAMPOS, V. P; MEDEIROS, Y. D. P. Avaliação e identificação de parâmetros importantes para a qualidade de corpos d'água no semiárido baiano, estudo de caso: bacia hidrográfica do rio Salitre. **Química Nova**, v. 33, n. 5, p. 1059-1066, 2010.

OLIVEIRA, J. G., PEREIRA, H. R., COSTA, D. A. Modelagem integrada para o manejo de recursos hídricos: um estudo de caso na Bacia do Curu. **Water Resources Research**, v.58, n.1, p.220-235, 2022.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE – OMS. **Melhorar o acesso à água, saneamento e higiene pode salvar 1,4 milhões de vidas por ano**, 2023. Disponível em: <<https://www.who.int/news-room/detail/28-06-2023-improving-access-to-water--sanitation-and-hygiene-can-save-1.4-million-lives-per-year--says-new-who-report>>. Acesso em: 04 de agosto de 2025

OSTA, M. E., MASOUD, M., ALQARAWY, A. M., ELSAYED, S., GAD, M. Groundwater Suitability for Drinking and Irrigation Using Water Quality Indices and Multivariate Modeling in Makkah Al-Mukarramah Province, Saudi Arabia. **Water**. v. 14, nº 3, p. 483, 2022.

PALÁCIO, H. A. Q. et al. Similaridade e fatores determinantes na salinidade das águas superficiais do Ceará, por técnicas multivariadas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 4, p. 395-402, jan. 2011

PANT, R. R. et al. Spatiotemporal variations of hydrogeochemistry and its controlling factors in the Gandaki River Basin, Central Himalaya Nepal. **Science of the Total Environment**, v. 622, p. 770-782, 2018.

PAOLINELLI, A; NETO, D. D; MANTOVANI, E. C. **Agricultura irrigada no Brasil: recursos hídricos e sustentabilidade**. (Cátedra Luiz de Queiroz). Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2022.

PEREIRA, D. S. Dimensionamento e gestão de reservatórios: breve discussão acerca da experiência do estado do Ceará/Brasil. **Revista Verde Grande: Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 2, n. 1, p. 25–36, 2020.

PEREIRA, G. R., CUELLAR, M. D. Z. Conflitos pela água em tempos de seca no Baixo Jaguaribe, Estado do Ceará. **Estudos Avançados**, v. 84, pág. 115–137, 2015. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/ea/a/Z3QqdD43cMrg3F78WKZ8VRC/#>>. Acesso em: 18 dez. 2023.

PEREIRA, L., SANTIAGO, M. M. F., et al. A salinidade das águas superficiais e subterrâneas na bacia da Gameleira, município de Aiuaba/CE. **Revista Águas Subterrâneas**, v. 20, nº 2, p. 9-18, 2006.

PESCE, S. F.; WUNDERLIN, D. A. Use of water quality indices to verify the impact of Cordoba City (Argentina) on Suquia River. **Water research**, v. 34, n. 1, p. 2915–2926, 2000.

PIPER, A. M. **A Graphic Procedure in the Geochemical Interpretation of Water-Analysis**. Transactions, American Geophysical Union, 25(6), 914-928, 1994.

PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DAS REGIÕES HIDROGRÁFICAS DO CEARÁ. Diagnóstico da Região Hidrográfica do Curu, 2021.

PRASANNA, B.; SHIFERAW, B.; HELLIN, J.; BANZIGER, M. Feeding a Hungry World: Past Successes and Future Challenges to Global Food Security in Maize. **Food Security**, v. 3, p. 307-327, 2011. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12571-011-0140-5>.

PUCKORIUS, P., BROOKE, J. M. A New Practical Index for Calcium Carbonate Scale Prediction in Cooling Tower Systems. **Corrosion**, v. 47 nº 4: p. 280–284, 1991.

QIANG, H.; PEIYUE L.; YUANHANG W., et al. Hydrochemical characteristics of groundwater and their controlling mechanisms in irrigation and non-irrigation areas - A comparative study in the Guanzhong Plain of China, **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 136, 2024.

QU, B. et al. Water quality in the Tibetan Plateau: Major ions and trace elements in rivers of the “Water Tower of Asia”. **Science of the Total Environment**, v. 649, p. 571-581, 2019.

QUEIROZ, L. S. **Compartimentação Geoambiental de ambientes semiáridos: o Complexo Serrano Martins-Portalegre - RN**. Dissertação (Mestrado em Programa de PósGraduação em Geografia). Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, 2021.

QUINO-LIMA, I., RAMOS, O., MUÑOZ, M. O. et al. Spatial dependency of arsenic, antimony, boron and other trace elements in the shallow groundwater systems of the Lower Katari Basin, Bolivian Altiplano, **Science of The Total Environment**, v. 719, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137505>.

RABELO, D. C., ELOI, W. M., ALEXANDRE, D. M. B., COSTA, R. B. Usos múltiplos da água em cenário de escassez hídrica – análise da gestão dos recursos hídricos no Ceará durante a seca de 2011-2016. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 2, p.15918–15940, 2021.

RABELO, N. N. **Análise da segurança hídrica do estado do Ceará subsídios para o planejamento e gestão dos recursos hídricos** (2022). Tese (doutorado), Universidade Federal

do Ceará. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Recursos Hídricos, Fortaleza 2022.

RADULOVIĆ, M., BRDAR, S., MESAROŠ, M., et al. Assessment of Groundwater Potential Zones Using GIS and Fuzzy AHP Techniques—A Case Study of the Titel Municipality (Northern Serbia). **International Journal of Geo-Information**, v. 11, n. 4, p.257, 2022. <https://doi.org/10.3390/ijgi11040257>

RAJ, D.; SHAJI, E. Fluoride contamination in groundwater resources of Alleppey, southern India. **Geoscience Frontiers**, v. 8, p. 117-124, 2017.

RAJMOHAN, N., MASOUD, M., NIYAZI, B. Assessment of groundwater quality and associated health risk in the arid environment, Western Saudi Arabia. **Environ Sci Pollut Res** v. 28, n.8, p:9628-9646, 2021.

RAVIKUMAR, P.; SOMASHEKAR, R. K.; ANGAMI, M. Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in the Markandeya River basin, Belgaum District, Karnataka State, India. **Environ. Monit. Assess.**, v. 173, p. 459–487, 2011

REGINATO, P. A. R. et al. Caracterização hidrogeológica e hidroquímica do aquífero livre do manto de alteração da Formação Serra Geral, na bacia hidrográfica Taquari-Antas, região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. **Revista Ambiental-Água**, Taubaté, v. 7, n. 1, 2012.

RICHARDS, L.A. (1954). **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. United States Department of Agriculture Handbook No. 60. U.S. Government Printing Office.

RIZZI, N. E. Índices de qualidade de água. **Sanare**, v. 15, n. 15, p. 11-20, 2001.

ROY, A., KEESARI, T., MOHOKAR, H. et al. Assessment of groundwater quality in hard rock aquifer of central Telangana state for drinking and agriculture purposes. **Appl Water Sci.**, v.8, n.124, 2018. Doi:<https://doi.org/10.1007/s13201-018-0761-3>.

SÁ, I. B; SILVA, P. C. G. (Ed.). **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. 2010. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA).

SADIQ, M., AHMAD, M. W., RAHMANI, K. I., JUNG, S. Software Risk Assessment and Evaluation Process (SRAEP) using Model Based Approach. **Paper Presented at the 2010 International Conference on Networking and Information Technology**, 2010.

SAISREE, S., ARYA, S., NAIR, E. D., SANDHYA, K. Y., Electrochemical sensors for monitoring water quality: Recent advances in graphene quantum dot-based materials for the detection of toxic heavy metal ions Cd(II), Pb(II) and Hg(II) with their mechanistic aspects, **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v.13, n. 3, 2025.

SAMPAIO, A. C. S. **Metais pesados na água e sedimentos dos rios da Bacia do Alto Paraguai**. 2003. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2003. Disponível em: <<https://repositorio.ufms.br/handle/123456789/1473>>. Acesso em: 08 dez. 2024.

SAMTIO, M. S., HAKRO, A. A. D., JAHANGIR, T. M. et al. Impact of rock-water interaction on hydrogeochemical characteristics of groundwater: Using multivariate statistical, water

quality index and irrigation indices of chachro sub-district, thar desert, sindh, Pakistan, **Groundwater for Sustainable Development**, v. 20, 2023.

SANTOS, C. E. O; PEIXOTO, J. S.; ALVES, J. P. H. Geoquímica das águas do reservatório Poção da Ribeira, Agreste Central de Sergipe. **Scientia Plena**, v. 13, n. 10, 2017.

SANTOS, J. S.; OLIVEIRA, E.; MASSARO, S. Avaliação da salinização de açudes no semiárido brasileiro por ICP-AES. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 453-456, 2000.

SANTOS, N. D. et al. Estudo de alguns cenários climáticos para o Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 5, p. 492-500, nov. 2010.

SARAH, S., SHAH, W., DAR, F. A., ROMSHOO, S. A., ARORA, T. Hydrochemical composition and hydrodynamics as proxies to identify the stream water sources and pathways in high-altitude catchments. **Applied Geochemistry**, v. 183, 2025.

SARASWAT, A.; RAM, S.; KOUADRI, S., RAZA, M. B., HOMBEGOWDA, H. C. et al. Groundwater quality, fluoride health risk and geochemical modelling for drinking and irrigation water suitability assessment in Tundla block, Uttar Pradesh, India. **Groundw. Sustain. Dev.**, v. 23, 2023.

SÁVIO, E. **Seca e desertificação no Estado do Ceará**. Fortaleza. Disponível em: <<https://www.sema.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/36/2022/05/Apresentacao-Funceme-8a-Reuniao-do-FCMC.pdf>>. Acesso em: 02 abr. 2024.

SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L., PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering**. 3^a ed. New York, 1978.

SCHOELLER, H. **Geochemistry of Groundwater: An International Guide for Research and Practice**; UNESCO: India, Chapter 15; pp. 1–18, 1967.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS – SRH. Três regiões cearenses estão em situação crítica de escassez hídrica. Ascom SRH, 26 de setembro de 2023, às 11:22h. Disponível em: <<https://www.ceara.gov.br/2023/09/26/tres-regioes-cearenses-estao-em-situacao-critica-de-escassez-hidrica/>>. Acesso em 06/08/2025.

SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS. Plano de ações estratégicas de recursos hídricos do Ceará. Fortaleza: Secretaria dos Recursos Hídricos, 2018. Disponível em: <https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/PLANO-DE-ACOES-ESTRATEGICAS-DE-RECURSOS-HIDRICOS-CE_2018.pdf>. Acesso em: 14 out. 2024.

SEITZINGER, S. P. et al. Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds models and their application. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 19, p.1-11, 2005.

SHAH, M.; SIRCAR, A.; VARSADA, R.; VAISHNANI, S. et al. Assessment of geothermal water quality for industrial and irrigation purposes in the Unai geothermal field, Gujarat, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 8, p. 59-68, 2019.

SHAIBUR, M.R., HOWLADER, M., AHMMED, I. et al. Water quality index and health risk assessment for heavy metals in groundwater of Kashiani and Kotalipara upazila, Gopalganj, Bangladesh. **Appl Water Sci**, v.14, n.106, 2024. <https://doi.org/10.1007/s13201-024-02169-4>

SHANKAR, B. S. Determination of scaling and corrosion tendencies of water through the use of Langelier and Ryznar indices. **Scholars Journal of Engineering and Technology**, v. 2, p. 123 – 127, 2014.

SHANYENGANA, E. S., SEELY, M. K., SANDERSON, R. D. 2004. Major-ion chemistry and groundwater salinization in ephemeral foodplains in some arid regions of Namibia. **Journal of arid environments**, v. 57, p. 71-83, 2024.

SHAO, Z., Md ENAMUL H., BOWEN CAI, B. et al. Integrated remote sensing and GIS approach using Fuzzy-AHP to delineate and identify groundwater potential zones in semi-arid Shanxi Province, China, **Environmental Modelling & Software**, Volume 134, 2020. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104868>.

SHARMA, R. P., DHARAVATH, R., EDLA, D. R. IoT-FIS: Internet of farm things based prediction for crop pest infestation using optimized fuzzy inference system, **Internet of Things**, v. 21, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.iot.2022.100658>.

SHEN, J., HUANG, T., ZHANG, H. LIN, W. Hydrochemical and isotopic characteristics of water sources for biological activity across a massive evaporite basin on the Tibetan Plateau: Implications for aquatic environments on early Mars. **Science of The Total Environment**, v. 935, 2024. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173442>.

SHYAMALA, G., RAMESH, S., SARAVANAKUMAR, N. Major Ion Chemistry and Groundwater Quality Evaluation for Irrigation. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**. v. 24, n. 4, p. 699-705, 2020.

SILVA JÚNIOR, J. N. et al. Relações entre a concentração de íons e a salinidade de águas subterrâneas e superficiais visando à irrigação no sertão de Pernambuco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.4, n.2, p.189-193, 2000.

SILVA, E. S., et al. Correlação entre salinidade, temperatura e pH na área de influência do Porto da cidade do Rio de Janeiro (Brasil) entre 2016 e 2018. **Revista Sustinere**, v.10, n.1, p. 218-237, 2022.

SILVA, J. A.; BARBOSA, N. S.; SANTOS, C. B. Processos Hidrogeoquímicos e Evolução das Águas Subterrâneas do Aquífero Cristalino da Folha Amargosa, SD.24-VD-II, Centro-Sul da Bahia. **Águas Subterrâneas**, v. 35, n. 2, e-30023, 2021.

SILVA, J; NOBRE, F. O discurso da seca e da crise hídrica: uma análise do Cinturão das Águas do Ceará. **Sustentabilidade em Debate - Brasília**, v. 7, Edição Especial, p. 22-37, 2016. Disponível em: <https://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/download/16166/15092/28220>. Acesso em: 03 mar. 2024.

SILVA, R. R. M. **Processos hidrogeoquímicos que controlam as características das águas dos reservatórios Poxim, Jacarecica II e Ribeira, situados no Estado de Sergipe**. Dissertação (mestrado em Recursos Hídricos), Universidade Federal de Sergipe, 2021.

SILVEIRA, E. A., SOUZA, A. S., PINTO, L. M. **Impactos da Permeabilidade do Solo na Qualidade da Água Subterrânea:** Uma Revisão. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.23, n.2, p.75-89, 2018.

SINGH, R. K. et al. Hydrodynamic modeling for identifying flood vulnerability zones in lower Damodar river of eastern India, **Ain Shams Engineering Journal**, v. 11, n. 4, 2020.

SINGH, R.; SARITHA, V.; MISHRA, A. P. et al. Comprehensive analysis of water quality index in a wetland ecosystem supporting drinking water to major cities in Rajasthan, India. **Journal of Cleaner Production**, v. 487, n. 5, 2025.

SIRAJ, G., KHAN, H. Dynamics of surface water and groundwater quality using water quality indices and GIS in river Tamsa (Tons), Jalalpur, India. **HydroResearch**. v. 6, n. 2, 2023. 10.1016/j.hydres.2023.02.002.

SMITH, A. P.; WESTERN, A. W.; HANNAH, M. C. Linking water quality trends with land use intensification in dairy farming catchments. **Journal of Hydrology**, v.476, p.1-12, 2013

SOHIDRA, Secretaria dos Recursos Hídricos do Ceará. **Dia Mundial da Água:** Diversificação da matriz garante segurança hídrica no Ceará. 2023.

SOUZA, L. F., et al. Variação da salinidade em açudes do Nordeste brasileiro durante a quadra chuvosa e seca. **Estudos de Gestão Hídrica**, v.12, n. 3, p. 45-57, 2020a.

SOUZA FILHO, F. A. **Ceará 2050:** Estudo Setorial Especial - Recursos Hídricos. 2018. Governo do Estado do Ceará. Disponível em: <<https://www.ceara2050.ce.gov.br/api/wp-content/uploads/2018/10/ceara-2050-estudo-setorial-especial-recursos-hidricos.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2024.

SOUZA; S. O.; Batista, A.C.; CASTRO, M.P.S.; SILVA, F.J.A. Variações em índices de estabilidade da água em reservatório sob condição de seca acentuada do trópico semiárido brasileiro. **Revista DAE**. São Paulo, v. 68, n. 227, p.132-151, 2020.

STOKER, P., ALBRECHT, T., FOLLINGSTAD, G., CARLSON, E. Integrating land use planning and water management in US cities: A literature review. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 55, n 3, 2022

SUBBA, R. N., MARGHADE, D., DINAKAR, A., et al. Geochemical characteristics and controlling factors of chemical composition of groundwater in a part of Guntur district, Andhra Pradesh, India. **Environ Earth Sci**. v. 6, n.747, 2017. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7093-8>.

SUBBA, R., N; RASHMIREKHA, S. G. . Understanding the factors contributing to groundwater salinity in the coastal region of Andhra Pradesh, India. **Journal of Contaminant Hydrology**. v. 250, 2022.

SUDENE, Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste. **Resolução** 115 de 2017. Disponível em: <<https://www.gov.br/sudene/pt-br/centrais-de-conteudo/07resolucao1152017nv.pdf>>. Acesso em: 26/05/2025.

SULAIMAN, M.A., ZAFAR, M.M., PRABHAKAR, R., KUMAR, R., SINHA, R.K., KUMARI, A. A multivariate statistical approach to evaluate the hydro-geochemistry of groundwater quality in the middle Ganga river basin, Patna, India. **Acta Geophys.** v.72, n. 3, p.1913–1926, 2024. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11600-023-01071-y>.

SUTRADHAR, S., MONDAL, P. Groundwater suitability assessment based on water quality index and hydrochemical characterization of Suri Sadar Sub-division, West Bengal, **Ecological Informatics**. v. 64, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101335>.

SZABOLCS, I.; DARAB, C. The influence of irrigation water of high sodium carbonate content of soils. In: Proceedings of 8th **International Congress** of ISSS, Trans., v. 2, p. 803 812, 1964.

TAHERI, M., GHARAIE, M.H.M., et al. Hydrogeochemical and isotopic evaluation of arsenic contaminated waters in an argillic alteration zone. **Journal of Geochemical Exploration**. v.175, p.1-10, 2017.

TAVANPOUR, N.; NOSHADI, M.; TAVANPOUR, N. Scale Formation and Corrosion of Drinking Water Pipes: A Case Study of Drinking Water Distribution System of Shiraz City. **Modern Applied Science**, v. 10, n. 3, 2016.

TAYLOR, S. **The Hydrogeochemistry of the Shallow Groundwater in Western Sydney: a Study of Salinisation Processes in Shallow Groundwater**. Ph.D Thesis. University of Sydney, New South Wales, Australia, 2016.

TEIXEIRA, N. F. F. **Análise geoecológica como subsídio ao planejamento ambiental no município de Tejuçuoca - Ceará**. 2018. 157 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018. Disponível em: <<http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/31206>>. Acesso em: 08 jan. 2025.

TELLAM, J. H.; LLOYD, J.W.; WALTERS, M. The morphology of a salinegroundwater body: its investigation, description and possible explanation. **Journal of Hydrology**, Hoboken, v. 83. p.1-21, 1986.

TIWARI, D.; KUMAR, R.; YADAV, M. et al. Holistic analysis of Ganga basin water quality: a statistical approach with WQI, HMCI, HMQI and HRI índices. **RSC Advances**. v. n. 15, ed. 5, 2025.

TOUHARI, F. et al. Hydrogeochemical assessment of the Upper Cheliff groundwater (North

UDDIN, G. M. D., NASH. S., AGNIESZKA I. O. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**. v.122, 2021.

UDDIN, Md. G., RAHMAN, A., TAGHIKHAH, F. R., OLBERT, A. I. Data-driven evolution of water quality models: An in-depth investigation of innovative outlier detection approaches- A case study of Irish Water Quality Index (IEWQI) model. **Water Research**. v. 255, 2024. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121499>.

VALCARCEL ROJAS, L., SANTOS JUNIOR, J. A., CORCHO-ALVARADO, J. A. et al. Quality and management status of the drinking water supplies in a semiarid region of Northeastern Brazil. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 55, n. 10, p.1247-1256, 2020. Doi: 10.1080/10934529.2020.1782668

VAN LAARHOVEN, P. J. M., PEDRYCZ, W. A fuzzy extension of Saaty's priority theory, **Fuzzy Sets and Systems**, v. 11, n. 1, p. 229-241, 1983.

VAROL, M. et al. Spatial and temporal variations in surface water quality of the dam reservoirs in the Tigris River basin, Turkey. **Catena**. v. 92, p. 11-21, 2012.

VASCONCELOS, H. C.; FERNÁNDEZ-PÉREZ, B. M.; GONZÁLEZ, S.; SOUTO, R. M.; SANTANA, J. J. Characterization of the Corrosive Action of Mineral Waters from Thermal Sources: A Case Study at Azores Archipelago, Portugal. **Water**. v. 7, n. 7, p. 3515-3530, 2015.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3^a ed. Minas Gerais: Editora UFMG. 1996.

WANG, G. Environmental pollution monitoring system based on gas water quality sensors and visual recognition, **Results in Engineering**, v. 26, 2025.

WANG, X., ZHENG, W., TIAN, W. et al. Groundwater hydrogeochemical characterization and quality assessment based on integrated weight matter-element extension analysis in Ningxia, upper Yellow River, northwest China, **Ecological Indicators**, v.135, 2022.

WATERLOO HYDROGEOLOGIC'S. **Water Quality Data Analysis, Plotting & Modeling**, Ontario-CA, Software, 2003.

West Algeria). **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 7, p. 3043-3061, 2015.

WILLIAMS, W. D. Anthropogenic salinization of inland waters. **Hydrobiologia**, v. 466, n. 1-3, p. 329-337, 2001. Doi: <https://doi.org/10.1023/A:1014598509028>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). (2020). **Arsenic in Drinking-water**. Geneva: World Health Organization, 2020.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for Drinking-water Quality**: Fourth Edition Incorporating the First Addendum. Geneva: World Health Organization, 2017.

WU, J., LI, P., WANG, D., REN, X., & WEI, M. Statistical and multivariate statistical techniques to trace the sources and affecting factors of groundwater pollution in a rapidly growing city on the Chinese Loess Plateau. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 26, n. 6, p: 1603–1621, 2019.

XIAO, Y., YIN, S., HAO, Q., GU, X. et al. Hydrogeochemical appraisal of groundwater quality and health risk in a near-suburb area of North China Available to Purchase. **J. of Water Supply: Research and Technology-Aqua**, v 69, n. 1, 2020. <https://doi.org/10.2166/aqua.2019.101>

YAN, M. et al. The dynamics and origin of groundwater salinity in the northeast Hufu Plain. **Environmental Earth Sciences**, v. 75, n. 1154, p. 1-15, 2016. doi 10.1007/s12665-016-5965-y.

YANES, J. L., MORAL, F. Relief and climate influence on isotopic composition of Atlantic-Mediterranean karst spring waters (Andalusia, southern Spain). **Hydrological Processes**. v.36, n. 9, 2022. Doi: <https://doi.org/10.1002/hyp.14669>.

YANES, J. L., MORAL, F. Spatial variability of hydrochemistry and environmental controls in karst aquifers of the southern Iberian Peninsula: Implications for climate change impact assessment. **Science of The Total Environment**, v. 907, 2024. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168141>.

YANG H, XIAO Y, HAO Q, WANG L, ZHANG Y, LIU K, ZHU Y, LIU G, YIN S, XIE Z. Geochemical characteristics, mechanisms and suitability for sustainable municipal and agricultural water supply of confined groundwater in central North China Plain. **Urban Climate** v. 49. n. 10, 2023.

YILDIZ, S., KARAKUŞ, C. B. Estimation of irrigation water quality index with development of an optimum model: a case study. **Environment, Development and Sustainability**, v. 22, p. 4771–4786, 2020.

YOUSEFI, M. et al. Data on corrosion and scaling potential of drinking water resources using stability indices in Jolfa, East Azerbaijan, Iran. **Data in Brief**, v. 16, p. 724-731, 2018

YOUSEFI, Z.; FARZAD KAZEMI. F.; ALI MOHAMMADPOUR, R. Assessment of scale formation and corrosion of drinking water supplies in Ilam city (Iran). **Environmental. Health Engineering and Management Journal.**, v. 3, n. 2, p.75-80, 2016.

YUSSIBNOSH, J. B; VISWANATHAN, P. M; VALAPPIL, N. K. M. Geochemical evaluation of mud volcanic sediment and water in Northern Borneo: A baseline study, **Total Environment Research Themes**, Volume 6, 2023.

ZADEH, L. A. Fuzzy sets. **Information and Control**, v. 8, p. 338-353, 1965.

ZAIDI, F.K., NAZZAL, Y., JAFRI, M.K., NAEEM, M., AHMED, I., 2015. Reverse ion exchange as a major process controlling the groundwater chemistry in an arid environment: a case study from northwestern Saudi Arabia. **Environ. Monit. Assess.** v.187, n. 607, 2015.

ZAMAN, M; SHAHID, S. A; HENG, L. Guideline for Salinity Assessment, Mitigation and Adaptation Using Nuclear and Related Techniques, **Springer Nature**, v. 8, nº 4, p. 164, 2018.

ZANELLA, M. E. **Considerações sobre o Clima e os Recursos Hídricos do Semiárido Nordestino**. Caderno Prudentino de Geografia, Presidente Prudente, n.36, Volume Especial, p. 126-142, 2014.

ZARDARI, P. Electrocatalytical study of carbon supported Pt, Ru and bimetallic Pt–Ru nanoparticles for oxygen reduction reaction in alkaline media. **Applied Surface Science**, v. 345, p. 223-231, 2015.

ZHANG, X., ZHAO, R., WU, X. et al Hydrogeochemistry, identification of hydrogeochemical evolution mechanisms, and assessment of groundwater quality in the southwestern Ordos Basin, China. **Environ Sci Pollut Res.** v.29, p. 901–921, 2022.

ZHANG, Y., ZHU, G., MA, H., YANG, J., PAN, H., GUO, H., WAN, Q., YONG, L. Effects of Ecological Water Conveyance on the Hydrochemistry of a Terminal Lake in an Inland River: A Case Study of Qingtu Lake in the Shiyang River Basin. 2019. **Water**, v.11, n.8, p. 1673-1689, 2019.

ZHONG, C., WANG, H., YANG, Q. Hydrochemical interpretation of groundwater in Yinchuan basin using self-organizing maps and hierarchical clustering, **Chemosphere**, v.309, Part 2, 2022.

ZONGJIE, L., MENGQING, L., ZONGXING, F. Q, et al. Where does the runoff come from in dry season in the source region of the Yangtze River?, **Agricultural and Forest Meteorology**, Volume 330, 2023.

ZORTÉA, J. B. **Estudo do meio corrosivo e da corrosão de diferentes aços carbono em água clarificada de uma planta de tratamento de água industrial.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Escola de Engenharia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Porto Alegre, BR-RS, 2020.

ZORTÉA, J. B., VINÍCIUS MARTINS, V., E LISETE C. SCIENZA, L. C. Avaliação da corrosividade do meio e da corrosão do aço carbono em água clarificada de uma estação de tratamento de água industrial. **Congresso Brasileiro de Engenharia e Ciências dos Materiais. Águas de Lindóia**, São Paulo, Brasil, 2022.

Tabela A – Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2018-2023).

<i>Açude</i>	<i>Descriptor</i>	VD (%)	CE (mS/cm)	DT (mg CaCO ₃ /L)	STD (mg/L)	TB (UT)
Caxitoré	Média	33,5	715	138,9	402	4,8
	MG	29,3	681	136,7	390	4,3
	Q25	25,5	583	127,8	342	3,3
	Q50	32,9	641	131,9	376	3,8
	Q75	38,3	739	146,0	428	4,9
	Mínimo	6,5	429	93,8	260	2,1
	Máximo	72,6	1691	222,8	743	12,7
	Distorção	0,815	2,484	1,444	1,647	1,838
	CV	0,490	0,373	0,194	0,266	0,542
Frios	Média	64,7	624	112,7	359	4,8
	MG	50,6	510	103,7	304	3,8
	Q25	42,6	389	87,2	249	2,8
	Q50	72,4	436	96,8	272	3,2
	Q75	93,7	596	109,7	325	4,1
	Mínimo	1,7	255	57,2	159	2,3
	Máximo	100,0	3691	374,1	1922	30,2
	Distorção	-0,621	4,468	3,563	4,46	4,358
	CV	0,485	1,079	0,549	0,955	1,167
General Sampaio	Média	15,2	515	132,6	317	10,6
	MG	14,3	511	132,1	313	9,6
	Q25	11,4	475	125,5	296	7,4
	Q50	15,2	512	132,0	315	10,4
	Q75	19,2	554	142,2	336	14,0
	Mínimo	6,0	410	109,2	184	2,9
	Máximo	23,8	681	151,9	415	20,3
	Distorção	-0,084	0,498	-0,491	-0,451	0,142
	CV	0,329	0,12	0,090	0,148	0,425
Pentecoste	Média	13,1	567	131,2	334	8,0
	MG	11,2	542	128,0	322	7,2
	Q25	8,4	435	113,4	263	6,3
	Q50	13,1	529	123,6	329	7,4
	Q75	17,1	635	138,4	362	8,9
	Mínimo	0,9	352	92,0	200	0,8
	Máximo	24,6	1273	263,4	728	18,9
	Distorção	0,090	2,169	2,728	2,294	1,195
	CV	0,466	0,342	0,257	0,317	0,425
Tejuçuoca	Média	39,1	503	126,1	307	4,8
	MG	34,7	494	123,5	303	4,6
	Q25	29,8	424	107,5	279	3,8
	Q50	38,9	490	128,5	291	4,4
	Q75	50	565	136,1	346	5,6
	Mínimo	10,6	373	86,9	229	2,3
	Máximo	72,7	787	188,7	405	10,4
	Distorção	0,072	0,968	0,642	0,461	1,570
	CV	0,440	0,205	0,210	0,153	0,354

Tabela A – Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2018-2023).

(continuação)

<i>Açude</i>	<i>Descriptor</i>	<i>pH</i>	<i>Tg (°C)</i>	<i>HCO₃⁻ (mg/L)</i>	<i>CO₃²⁻ (mg/L)</i>	<i>AlcaT. (mg CaCO₃/L)</i>	<i>CO₂ Livre (mg CO₂/L)</i>	<i>CID (mg C/L)</i>
Caxitoré	Média	7,91	28,5	156,2	0,8	128,2	2,77	31,7
	MG	7,91	28,4	155,4	0,6	127,5	2,08	31,5
	Q25	7,68	28,4	150,6	0,3	123,6	1,2	30,4
	Q50	7,88	28,8	155,5	0,6	127,6	1,95	31,3
	Q75	8,13	29,2	160,7	1,0	131,9	3,48	32,9
	Mínimo	7,44	21,2	117,3	0,1	96,2	0,5	23,3
	Máximo	8,49	29,9	190,8	2,7	156,7	9,7	40,8
	Distorção	0,298	-3,968	-0,35	1,579	-0,344	1,646	0,037
	CV	0,038	0,060	0,102	0,831	0,102	0,812	0,114
Frios	Média	7,75	29,3	126,7	2,7	104	9,6	28,1
	MG	7,73	29,3	122,6	0,3	100,7	1,11	25,4
	Q25	7,5	28,6	106	0,1	87	0,5	21,1
	Q50	7,6	29,4	114	0,2	93,6	0,75	22,8
	Q75	7,84	30	132,7	0,4	108,9	1,58	26,8
	Mínimo	7,14	27,9	84	0,1	68,9	0,2	16,6
	Máximo	9,71	32,8	236,5	56,1	195,7	199	112
	Distorção	2,457	1,451	1,798	4,888	1,822	4,888	4,168
	CV	0,067	0,038	0,289	4,199	0,290	4,205	0,669
General Sampaio	Média	7,94	28,7	148,8	0,7	122,1	2,66	30,2
	MG	7,93	28,7	148	0,6	121,4	2,09	30
	Q25	7,77	28,1	138,8	0,4	113,9	1,28	28,2
	Q50	7,93	28,6	147,2	0,6	120,8	2,2	29,8
	Q75	8,03	29	160	0,7	131,3	2,63	32,3
	Mínimo	7,45	27,5	114,8	0,2	94,2	0,6	22,9
	Máximo	8,71	30,8	193,9	3,1	159,1	11,1	38,6
	Distorção	0,789	1,013	0,568	2,537	0,568	2,558	0,341
	CV	0,035	0,028	0,110	0,865	0,110	0,853	0,113
Pentecoste	Média	7,98	29,3	162,1	1,1	133	3,97	33,2
	MG	7,97	29,3	157,7	0,7	129,4	2,47	32,2
	Q25	7,83	28,9	140,5	0,4	115,3	1,48	28,1
	Q50	7,91	29,4	153,2	0,6	125,7	2	30,7
	Q75	8,16	29,6	175,5	1,2	144,1	4,25	36,4
	Mínimo	7,37	27,9	92,9	0,1	76,2	0,4	18,4
	Máximo	8,84	30,3	276,6	6,2	227	21,8	56,5
	Distorção	0,814	-0,502	1,212	2,703	1,209	2,696	1,003
	CV	0,044	0,020	0,249	1,277	0,249	1,267	0,265
Tejuçuoca	Média	7,89	28,1	141,1	0,8	115,8	2,67	28,7
	MG	7,88	28,1	139,1	0,5	114,1	1,73	28,2
	Q25	7,59	27,4	125,4	0,2	102,9	0,7	25
	Q50	7,86	28,2	143,8	0,5	118	1,75	28,8
	Q75	8,26	28,8	155,3	1,2	127,5	4,35	32,8
	Mínimo	7,27	26,6	97,8	0,1	80,2	0,3	19,4
	Máximo	8,45	29,5	192,5	2,0	158	7,2	40,3
	Distorção	-0,025	-0,089	0,269	0,752	0,266	0,741	0,272
	CV	0,047	0,028	0,172	0,853	0,172	0,850	0,188

Tabela A – Estatística descritiva das variáveis de estudo nos reservatórios (2018-2023).

(continuação)

<i>Açude</i>	<i>Descriptor</i>	<i>Na⁺</i> (mg/L)	<i>K⁺</i> (mg/L)	<i>Ca²⁺</i> (mg/L)	<i>Mg²⁺</i> (mg/L)	<i>Cl⁻</i> (mg/L)	<i>SO₄²⁻</i> (mg/L)	<i>NO₃⁻</i> (mg/L)
Caxitoré	Média	83,3	10,0	25,5	18,3	125	74,2	0,32
	MG	80,9	9,9	25,3	17,6	118,8	74,0	0,23
	Q25	71	9,0	23,8	15,3	101,9	71,5	0,19
	Q50	76,5	9,7	25,1	17	112,9	75,2	0,41
	Q75	82,5	11,2	27,1	19,9	133,2	78,6	0,44
	Mínimo	62,0	7,0	19,6	10,9	70,4	62,2	0,02
	Máximo	172,0	14,0	30,2	35,8	276,0	82,7	0,53
	Distorção	2,782	0,67	-0,139	1,697	1,987	-0,708	-0,804
	CV	0,283	0,16	0,106	0,301	0,365	0,074	0,5
Frios	Média	67,0	10,1	21,7	14,2	114,9	12,9	0,73
	MG	52,6	9,1	20,5	12,2	87,8	11,1	0,26
	Q25	38,8	7,0	16,5	9,8	64,1	10,0	0,05
	Q50	46,6	8,3	19,6	11,6	75,7	10,0	0,44
	Q75	55,5	10,5	23,6	13,7	103,9	10,0	0,67
	Mínimo	33,0	4,9	11,2	5,4	42,1	7,7	0,02
	Máximo	455,0	36,0	37,9	68,6	818,6	71,1	4,12
	Distorção	4,601	3,276	1,003	4,191	4,603	4,771	2,208
	CV	1,258	0,624	0,35	0,859	1,33	0,969	1,397
General Sampaio	Média	42,3	12,3	24,2	17,6	79,8	16,2	0,34
	MG	41,8	12,2	23,5	17,3	78,7	13,5	0,22
	Q25	37	10,8	20,2	16,2	68,9	10	0,08
	Q50	41,3	12	23,2	17,4	76,7	10	0,44
	Q75	49	13,3	28,3	19,2	87,4	14,1	0,46
	Mínimo	31	10	15,7	9,8	62,8	7,4	0,02
	Máximo	55	17	36,7	23	115,8	73,2	0,58
	Distorção	0,228	0,654	0,435	-0,271	0,915	3,28	-0,749
	CV	0,163	0,171	0,236	0,176	0,177	0,864	0,588
Pentecoste	Média	55,5	11,3	24	17,3	95,1	12,8	0,31
	MG	51,4	11,1	23,5	16,4	86,4	12,1	0,18
	Q25	41,5	9	20,9	13,4	63,5	10	0,06
	Q50	49,1	11	23,7	15,6	81,3	10	0,44
	Q75	63,8	13	26,1	20,2	108	12,8	0,44
	Mínimo	29	8	15,1	7,9	49	10	0,02
	Máximo	152	17	40	39,7	299	33,9	0,76
	Distorção	2,426	0,734	1,196	1,937	2,813	2,85	-0,217
	CV	0,463	0,221	0,217	0,364	0,546	0,43	0,677
Tejuçuoca	Média	43,9	8,5	25,3	15,3	80,3	10,8	0,21
	MG	43,1	8,2	24,5	14,8	78,8	10,6	0,11
	Q25	38,5	7	20,9	13,2	68,2	10	0,02
	Q50	43,5	8,7	24,7	14,7	75,6	10	0,16
	Q75	47,5	10	31,1	16,9	87,7	10	0,44
	Mínimo	31	4	15,5	7,4	58	7,7	0,02
	Máximo	65,2	12	39,1	26	117,8	16,9	0,49
	Distorção	0,764	-0,424	0,264	0,756	0,937	1,875	0,427
	CV	0,194	0,235	0,253	0,248	0,202	0,204	0,905

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).

Tabela B – Resultados do teste de Tukey pareado entre as variáveis de estudo nos reservatórios (2018-2023).

VD	CE
-----------	-----------

<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>	<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>
1	0,000	0,005	0,001	0,816	1	0,886	0,252	0,558	0,203
	1	0,000	0,000	0,000		1	0,798	0,977	0,733
		1	1	0,000			1	0,984	1,000
				0,000				1	0,966
				1					1
DT					STD				
<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>	<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>
1	0,094	0,975	0,947	0,735	1	0,904	0,419	0,642	0,303
	1	0,316	0,393	0,700		1	0,913	0,987	0,826
		1	1,000	0,971			1	0,997	1,000
			1	0,988				1	0,981
				1					1
TB					pH				
<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>	<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>
1	1,000	0,000	0,031	1,000	1	0,544	0,999	0,971	0,999
	1	0,000	0,034	1,000		1	0,391	0,204	0,696
		1	0,140	0,000			1	0,996	0,989
			1	0,036				1	0,909
				1					1
Tag					HCO₃⁻				
<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>	<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>
1	0,078	0,934	0,101	0,746	1	0,004	0,897	0,953	0,356
	1	0,375	1,000	0,002		1	0,062	0,000	0,411
		1	0,439	0,274			1	0,493	0,880
			1	0,003				1	0,086
				1					1
CO₃²⁻					CO₂ Livre				
<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>	<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>
1	0,689	1,000	0,999	1,000	1	0,695	1,000	0,999	1,000
	1	0,678	0,823	0,683		1	0,683	0,824	0,684
		1	0,999	1,000			1	0,999	1,000
			1	0,999				1	0,999
				1					1
CID					Na⁺				
<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>	<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>
1	0,721	0,985	0,982	0,828	1	0,649	0,007	0,141	0,010
	1	0,948	0,377	1,000		1	0,235	0,869	0,298
		1	0,822	0,983			1	0,798	1,000
			1	0,495				1	0,863
				1					1
K⁺					Ca²⁺				
<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>	<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>
1	1,000	0,140	0,668	0,484	1	0,149	0,931	0,889	1,000
	1	0,173	0,731	0,420		1	0,554	0,634	0,187
		1	0,854	0,001			1	1,000	0,959
			1	0,030				1	0,927
				1					1

Tabela B – Resultados do teste de *Tukey* pareado entre as variáveis de estudo nos reservatórios (2018-2023).
(continuação)

Mg²⁺					Cl⁻				
<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>	<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>
1	0,267	0,996	0,990	0,569	1	0,991	0,240	0,649	0,250
	1	0,469	0,540	0,985		1	0,495	0,894	0,508
		1	1,000	0,789			1	0,956	1,000
			1	0,845				1	0,960
				1					1
SO₄²⁻					NO₃⁻				
<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>	<i>CAX</i>	<i>FRI</i>	<i>GNS</i>	<i>PEN</i>	<i>TEJ</i>
1	0,000	0,000	0,000	0,000	1	0,033	1,000	1,000	0,936
	1	0,712	1,000	0,934		1	0,048	0,028	0,003
		1	0,695	0,247			1	1,000	0,891
			1	0,941				1	0,952
				1					1

Fonte: Autor, adaptado de COGERH (2025).