



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

YANKA WANDRÉIA NOGUEIRA MOREIRA

**QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA DO NORDESTE
BRASILEIRO: UMA VISÃO AMPLIADA COM ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA,
ÍNDICE DE POLUIÇÃO E MÉTODOS MULTICRITÉRIO**

FORTALEZA - CE

2024

YANKA WANDRÉIA NOGUEIRA MOREIRA

QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA DO NORDESTE BRASILEIRO:
UMA VISÃO AMPLIADA COM ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA, ÍNDICE DE
POLUIÇÃO E MÉTODOS MULTICRITÉRIO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

FORTALEZA - CE

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Universidade Federal do Ceará

Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M839q Moreira, Yanka Wandréia Nogueira.

Qualidade da água em bacia hidrográfica do Nordeste brasileiro : uma visão ampliada com índice de qualidade da água, índice de poluição e métodos multicritério / Yanka Wandréia Nogueira Moreira. – 2024.

79 f. : il. color.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2024.

Orientação: Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva.

1. Índice de qualidade da água. 2. Índice de poluição. 3. Métodos multicritério. 4. Processo de análise hierárquica. 5. Nordeste brasileiro. I. Título.

CDD 628

YANKA WANDRÉIA NOGUEIRA MOREIRA

QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA DO NORDESTE BRASILEIRO:
UMA VISÃO AMPLIADA COM ÍNDICE DE QUALIDADE DA ÁGUA, ÍNDICE DE
POLUIÇÃO E MÉTODOS MULTICRITÉRIO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 01/02/2024.

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Dr. Iran Eduardo Lima Neto
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Osmar Luiz Moreira Pereira Fonseca de Menezes
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)

A Deus.
À minha família e amigos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me conceder saúde, capacidade e ser minha fonte de perseverança.

À minha mãe, Elenice, por sua dedicação à minha educação, pelo incentivo aos estudos, pelo amor genuíno e por ser um exemplo vivo de força e inspiração.

Ao meu amor, Rafael, por estar sempre ao meu lado, não apenas compartilhando minhas alegrias nas conquistas alcançadas, mas também sendo meu maior suporte nos momentos de adversidades, incentivando-me a perseverar e jamais desistir.

Às minhas amigas, Priscilla, Beatriz e Monique, pelas palavras de encorajamento, pelos momentos de escuta atenta, resolução de dúvidas e pelas risadas compartilhadas que tornaram esse momento mais leve.

Ao meu orientador, professor Dr. Fernando José Araújo da Silva, pelos ensinamentos, confiança, paciência e pela orientação excepcional ao longo deste trabalho.

Aos membros da banca examinadora, Dr. Osmar Luiz Moreira Pereira Fonseca de Menezes e Dr. Iran Eduardo Lima Neto, pelo tempo dedicado e pelas valiosas colaborações e sugestões feitas ao trabalho.

À Superintendência Estadual de Meio Ambiente (SEMACE) por fornecer os dados necessários para realização desta dissertação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro fornecido através da bolsa de auxílio.

“Sucesso é você atravessar o seu medo.
Sucesso é ter coragem de tentar.”
(Gabriela Prioli).

RESUMO

O presente estudo contempla uma avaliação da qualidade de águas superficiais em nove pontos na bacia do Salgado, Ceará, Nordeste do Brasil, durante o período de 2018 a 2022. Sob a perspectiva metodológica, explorou-se, por meio de dois estudos, diferentes métodos de avaliação. O primeiro utilizou o Índice de Qualidade da Água (IQA CCME) e o Índice de Poluição de Nemerow (NPI), de forma comparativa, considerando os ciclos anuais. Os resultados mostraram que a qualidade da água variou entre “Ligeiramente Poluído” a “Fortemente Poluído”, de acordo com NPI, e entre “Bom” e “Ruim”, segundo IQA CCME. Ainda, o NPI demonstrou ser mais restritivo quanto a categorização das classes de qualidade do que o IQA CCME, o que levou a conclusão que o IQA CCME parece mais apropriado para os programas de monitoramento da qualidade da água realizados rotineiramente, enquanto sugere-se a utilização do NPI, de forma cautelosa, para investigações aprofundadas sobre áreas poluídas. O segundo estudo abordou métodos multicritério, em destaque o processo de análise hierárquica (AHP) em três formatos: AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS. Alicerçada em critérios representativos das características (físico-químicas e microbiológicas) da água, a análise multicritério revelou como resultado uma ordenação dos pontos de monitoramento, sob uma perspectiva anual, de acordo com o grau de comprometimento da água por poluição. As ordenações geradas demonstraram consistência, mesmo diante das variações nos pesos dos critérios e de suas abordagens analíticas diversas. Essa consistência foi respaldada pelas semelhanças encontradas na ordenação obtida pelo IQA tipo Bascarón. Os resultados desse estudo demonstram o potencial dessas ferramentas na tomada de decisões relacionadas à restauração e preservação desses recursos, ao identificar áreas com maior grau de impacto na qualidade da água, de forma clara, robusta e com menor grau de subjetividade. Os dois estudos indicaram os pontos SA6, rio Salgadinho, em Crato, e SA5, rio Salgadinho em Juazeiro do Norte, com águas mais comprometidas em todo período estudado. Por fim, a combinação dos estudos permitiu elucidar a aplicação de técnicas que oferecem suporte à gestão de recursos hídricos e obter um diagnóstico multifacetado da qualidade da água na bacia hidrográfica estudada.

Palavras-chave: índice de qualidade da água; índice de poluição; métodos multicritério; processo de análise hierárquica; Nordeste brasileiro.

ABSTRACT

This research approaches an evaluation of the surface water quality at nine points in the Salgado basin, Ceará, Northeast Brazil, during the period from 2018 to 2022. From a methodological perspective, it explored different assessment methods through two studies. The first study used the CCME Water Quality Index (CCME WQI) and the Nemerow Pollution Index (NPI), comparatively, considering the annual cycles. The results showed that water quality varied from "Slightly Polluted" to "Heavily Polluted" according to NPI, and from "Good" to "Poor" according to CCME WQI. Moreover, NPI proved to be more restrictive in categorizing quality classes than CCME WQI, leading to the conclusion that CCME WQI seems more appropriate for routine water quality monitoring programs, while the use of NPI is cautiously suggested for in-depth investigations of polluted areas. The second study addressed multicriteria methods, notably the Analytic Hierarchy Process (AHP) in three formats: AHP, Gaussian AHP, and AHP-TOPSIS. Based on criteria representing the characteristics (physical-chemical and microbiological) of water, the multicriteria analysis revealed a ranking of monitoring points, on an annual perspective, according to the degree of water impairment by pollution. The rankings generated demonstrated consistency, even with variations in the criteria weights and their diverse analytical approaches. This consistency was supported by the similarities found in the ranking obtained by the Bascaron type WQI. The results of this study demonstrate the potential of these tools for decision-making related to the restoration and preservation of these resources, by identifying areas with a higher degree of impact on water quality, in a clear, robust, and less subjective way. Both studies indicated the points SA6, Salgadinho river in Crato, and SA5, Salgadinho river in Juazeiro do Norte, as having the most compromised waters throughout the studied period. Finally, the combination of the studies allowed elucidating the application of techniques that support water resource management and obtaining a multifaceted diagnosis of water quality in the studied watershed.

Keywords: water quality index; pollution index; multicriteria methods; analytic hierarchy process; Brazilian Northeast.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa de localização da sub-bacia hidrográfica do Salgado e distribuição geográfica dos pontos de monitoramento estudados.....	22
Figura 2 - Matriz de correlação entre as variáveis do estudo sobre qualidade de água na bacia do Salgado, Ceará (2018 a 2022).....	31
Figura 3 - Gráfico de dispersão do IQA CCME em função do NPI.....	32
Figura 4 - Variação anual das Classes de Qualidade conforme o IQA CCME e o NPI nos nove pontos da sub-bacia hidrográfica do Salgado, Ceará: (a) 2018, (b) 2019, (c) 2020, (d) 2021 e (e) 2022	33
Figura 5 - Variação anual dos índices (a) NPI e (b) IQA CCME nos pontos de monitoramento da sub-bacia do Salgado, Ceará (2018 a 2022).....	37
Figura 6 - Dendrogramas de variação do (a) NPI e (b) IQA CCME	37
Figura 7 - Fluxograma de aplicação dos métodos.....	50
Figura 8 - Variação do IQA médio anual nos pontos de estudo na bacia do Salgado	54
Figura 9 - Ordenações das alternativas: (a) 2018, (b) 2019, (c) 2020, (d) 2021 e (e) 2022.....	56

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Sumário de informações dos pontos de monitoramento utilizados no estudo	23
Tabela 2 - Padrões de qualidade para corpos de Água Doce, Classe 2 (CONAMA n.º 357/2005)	28
Tabela 3 - Classe e faixas de qualidade dos índices NPI e IQA CCME	29
Tabela 4 - Resumo descritivo dos parâmetros de qualidade da água nos pontos de monitoramento na sub-bacia do Salgado, Ceará (2018 a 2022).....	30
Tabela 5 - Escala Fundamental de Saaty	45
Tabela 6 - Pesos dos critérios obtidos pelos métodos MCDM	51
Tabela 7 - Parâmetros, pesos e fatores de normalização para cálculo do IQA tipo Bascarón	52
Tabela 8 - Resumo descritivo dos parâmetros e padrões de qualidade para corpos de Água Doce Classe 2, conforme Resolução do CONAMA n.º 357/2005.....	53
Tabela 9 - Percentuais de similaridade nas ordenações	59

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	14
1.1	Organização da Dissertação	16
2	OBJETIVOS	18
2.1	Objetivo Geral	18
2.2	Objetivos Específicos	18
3	PARTE I – "QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA DO NORDESTE BRASILEIRO: APLICAÇÃO DO IQA CCME E DO ÍNDICE DE POLUIÇÃO DE NEMEROW"	19
3.1	Introdução	19
3.2	Metodologia	22
3.2.1	<i>Caracterização da área de estudo e dados utilizados</i>	22
3.2.2	<i>Índice de Qualidade da Água CCME</i>	23
3.2.3	<i>Índice de Poluição de Nemerow</i>	26
3.2.4	<i>Abordagem</i>	28
3.3	Resultados e Discussão	29
3.3.1	<i>Parâmetros de Qualidade da Água</i>	29
3.3.2	<i>Qualidade da água por meio do IQA CCME e do NPI</i>	31
3.4	Conclusão	38
4	PARTE 2 – "QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA DO NORDESTE BRASILEIRO: APLICAÇÃO DO PROCESSO DE ANÁLISE HIERÁRQUICA (AHP)"	40
4.1	Introdução	40
4.2	Metodologia	43
4.2.1	<i>Caracterização da área de estudo e dados utilizados</i>	43
4.2.2	<i>Abordagem</i>	44
4.2.2.1	<i>AHP</i>	44
4.2.2.2	<i>AHP-Gaussiano</i>	46
4.2.2.3	<i>AHP-TOPSIS</i>	47
4.2.3	<i>Modelagem do problema</i>	48
4.3	Resultados e Discussão	52
4.3.1	<i>Caracterização da Qualidade da Água</i>	52

4.3.2	Ordenação.....	55
4.4	Conclusões	59
5	CONCLUSÃO GERAL.....	61
	REFERÊNCIAS.....	63
	APÊNCICE A – INFORMAÇÕES SUPLEMENTARES	75

1 INTRODUÇÃO GERAL

A água é o recurso ambiental de maior relevância estratégica para qualquer sociedade, em virtude de fatores como crescimento demográfico, expansão urbana, industrialização, agropecuária e a produção de energia elétrica. Como resultado, a demanda por esse recurso tem seguido uma trajetória crescente ao longo do tempo (Santos *et al.*, 2018; Kavurmac; Karakuş, 2020). Entretanto, concomitantemente, tem havido uma progressiva degradação da qualidade da água, o que coloca em risco o pleno atendimento das demandas (Branco *et al.*, 2019; Silva; Bezerra; Rêgo, 2021).

A degradação da qualidade da água no ambiente pode ser causada tanto por processos naturais como por atividades antrópicas (Martins *et al.*, 2015; Braga *et al.*, 2018). Processos naturais que podem contribuir para deterioração dos recursos hídricos incluem a variação do regime pluviométrico, intemperismo das rochas e erosão (Soares; Pinto; Oliveira, 2020; García-Avila *et al.*, 2023). Já atividades antrópicas que contribuem nesse ciclo abrangem o descarte inadequado de resíduos sólidos e líquidos de diversas origens como urbana, industrial e agrícola (Mello *et al.*, 2020; Akhtar *et al.*, 2021; Uddin; Jeong, 2021).

Ante o cenário acima, torna-se indispensável para uma eficiente gestão e controle dos recursos hídricos, um contínuo monitoramento da qualidade das águas (Yang *et al.*, 2019; Andrade *et al.*, 2020; Alexakis, 2022). Esse procedimento contempla programas de coletas de amostras e determinação de parâmetros de interesse, bem como o registro de dados que englobam as características físicas, químicas e biológicas das águas (Maia; Silva; Libânio, 2019; Siddique *et al.*, 2022). O conhecimento dessas características permite o acompanhamento das condições dos ecossistemas aquáticos e fornecem subsídio a propostas de ações concretas sobre o manejo adequado desses ambientes (Guedes *et al.*, 2012; Pessoa *et al.*, 2020).

Os programas de monitoramento, contudo, costumam gerar grande volume de dados, que requerem aplicação de ferramentas e técnicas de interpretação adequadas e capazes de extrair informações sobre o estado da qualidade da água (Pinto; Faria; Almeida, 2021; Parween *et al.*, 2022). Dentre as ferramentas disponíveis na literatura para essa interpretação estão os Índices de Qualidade da Água (IQA) como abordagem amplamente utilizada (*e.g.*, Hussien; Rashwan; Elshemy, 2021; Al-Hamdani; Kaplan; Al-Saffawi, 2021; Lopes *et al.*, 2021; Basha *et al.*, 2022; Morais *et*

al., 2023). Essas ferramentas expressam as condições gerais de qualidade da água a partir da conversão de múltiplos parâmetros como um único número, simplificando a compreensão e comunicação dessas informações (Menberu; Mogesse; Reddythota, 2021; Verma; Loganathan; Bhatt, 2022). Com efeito, estes instrumentos permitem rastrear, com maior facilidade, as mudanças espaciais e temporais na qualidade da água (Sarkar; Majumder, 2021; Al-Obaidy; Khalaf; Hassan, 2022).

Entretanto, a maioria dos modelos de IQA desenvolvidos são caracterizados por algum grau de subjetividade em suas etapas de formulação, que incluem a seleção e ponderação de parâmetros, geração de subíndices e o processo de agregação final (Panagopoulos *et al.*, 2022). Adicionalmente, somam-se imprecisões de medida e incertezas inerentes. Isso traz limitações implícitas que afetam a representatividade do IQA em contextos locais e regionais, como a composição restritamente definida em relação ao tipo e número de parâmetros (Almeida, 2007; Ncibi *et al.*, 2020), bem como os pesos pré-fixados destes (Banerjee; Ghose; Pradhan, 2018).

É importante então, pesquisar novas ferramentas que possam ser agregadas. Nesse âmbito, índices de poluição têm sido explorados na avaliação da qualidade da água (*e.g.*, Matta *et al.*, 2020; Tesseme; Vinti; Vaccari, 2022; Su *et al.*, 2022; Niyongabo *et al.*, 2023; Al-Bahathy *et al.*, 2023), contudo, estudos aplicados no Brasil são escassos. Essas métricas, semelhantes aos IQA, resumem dados de vários parâmetros em um único número, mas diferem da maioria ao não incorporarem etapas de ponderação e geração de subíndices. Além disso, esses índices incluem em seus cálculos valores diretrizes de referência para os parâmetros, que podem ser baseados na legislação.

Paralelamente, outras ferramentas que têm atraído interesse crescente nesse domínio de análise são os métodos de tomada de decisão multicritério (*Multi-Criteria Decision Making - MCDM*), demonstrado por estudos que relatam resultados promissores (*e.g.*, Haider *et al.*, 2020; Pessoa *et al.*, 2020; Tedesco; Oliveira; Trojan, 2021; Mladenović-Ranisavljević *et al.*, 2021). Esses métodos são flexíveis e capazes de lidar e reunir um grande número de variáveis de diferentes maneiras, oferecendo apoio ao tomador de decisão na resolução de problemas, por meio de um embasamento claro e consistente (Abu-Taha, 2011; Abu-Taha; Daim, 2013).

Entre os diferentes métodos MCDM, o processo de análise hierárquica

(*Analytic Hierarchy Process - AHP*) é importante técnica utilizada em estudos sobre a qualidade da água (e.g., Banerjee; Ghose; Pradhan, 2018; Sarkar; Majumder, 2021; Mishra *et al.*, 2022; Rajkumar; Naik; Rishi, 2022; Singh; Majumder; Vidhyarthi, 2023). Características do AHP, como a flexibilidade em termos de quantidade e seleção de variáveis pertinentes ao problema e sua ponderação, bem como o estabelecimento de prioridades entre alternativas (Sutadian *et al.*, 2017) são atrativas ao tema de estudo. Outrossim, embora o AHP tenha sido explorado em diversas pesquisas sobre qualidade de água, a maioria destas possuem foco na ponderação de variáveis. Portanto, a priorização de intervenções em áreas com base no grau de poluição da água em abordagens comparativas entre variações do método AHP constitui caminho ainda a ser explorado.

Frente a essas considerações, o estudo da aplicação dessas ferramentas na avaliação da qualidade da água pode revelar suporte aos índices de qualidade da água, e agregar na gestão de recursos hídricos.

1.1 Organização da Dissertação

A dissertação é composta por duas contribuições sobre a investigação da qualidade das águas, em sistemas lóticos, em uma bacia hidrográfica do Nordeste brasileiro. Cada contribuição é apresentada em um capítulo separado, nomeadamente: I) Qualidade da água em bacia hidrográfica do Nordeste brasileiro: Aplicação do IQA CCME e do Índice de Poluição de Nemerow e II) Qualidade da água em bacia hidrográfica do Nordeste brasileiro: Aplicação do Processo de Análise Hierárquica (AHP). Nos dois estudos, o mesmo banco de dados foi utilizado, porém a seleção de variáveis de qualidade da água se deu de maneira distinta.

A parte I avalia a qualidade das águas superficiais, na área de estudo, explorando, de forma comparativa, o IQA do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment-CCME*) e o Índice de Poluição de Nemerow (*Nemerow Pollution Index-NPI*). O intuito desse trabalho foi verificar a aplicabilidade dessas ferramentas como instrumentos de avaliação de conformidades a padrões de qualidade da água, sobretudo do NPI, que até o presente momento parece ter aplicação insipiente no país.

A parte II, de forma semelhante, avalia a qualidade das águas superficiais, na área de estudo, no entanto, aborda a ordenação de pontos de monitoramento com

auxílio de métodos MCDM, que de forma subjacente permite identificar pontos com maior comprometimento da qualidade. Nesse estudo são abordados três formatos do processo de análise hierárquica (AHP): AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS. O propósito desse estudo foi esclarecer o potencial dessas técnicas na avaliação da qualidade da água e orientação em processos de tomada de decisão envolvendo intervenções destinadas à restauração e à preservação desse recurso.

A organização do trabalho foi feita em cinco capítulos:

1. Introdução Geral;
2. Objetivos geral e específicos;
3. Parte I: “Qualidade da água em bacia hidrográfica do Nordeste brasileiro: Aplicação do IQA CCME e do Índice de Poluição de Nemerow”
4. Parte II: “Qualidade da água em bacia hidrográfica do nordeste brasileiro: Aplicação do Processo de Análise Hierárquica (AHP)”.
5. Conclusão Geral.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a qualidade das águas superficiais em sistemas lóticos na bacia do Salgado, estado do Ceará, nordeste do Brasil, explorando diferentes métodos, incluindo índices de qualidade e poluição da água, bem como métodos MCDM, especialmente o AHP em três formatos.

2.2 Objetivos Específicos

São objetivos específicos desta dissertação:

- a) Verificar o grau de conformidade de qualidade em dados de águas superficiais, conforme Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005;
- b) Realizar análise de correlação dos parâmetros de qualidade da água;
- c) Aplicar o IQA CCME e o Índice de Poluição de Nemerow e comparar os resultados sob uma perspectiva espaço-temporal (2018-2022);
- d) Realizar análise de *cluster* para agrupar os pontos de monitoramento de acordo com os resultados dos índices (IQA CCME e NPI);
- e) Aplicar os métodos AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS no ordenamento de pontos de monitoramento conforme o grau de comprometimento da água considerando uma perspectiva temporal de ciclos anuais (2018-2022);
- f) Comparar os resultados das ordenações geradas pelos métodos MCDM com a ordenação gerada pela aplicação do IQA tipo Bascarón.

3 PARTE I – "QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA DO NORDESTE BRASILEIRO: APLICAÇÃO DO IQA CCME E DO ÍNDICE DE POLUIÇÃO DE NEMEROW"

RESUMO

A qualidade das águas superficiais na bacia do Salgado, Estado do Ceará, nordeste do Brasil, foi avaliada no período de 2018 a 2022. O estudo compreendeu nove pontos de amostragem com o emprego do Índice de Qualidade da Água CCME (IQA CCME) e do Índice de Poluição de Nemerow (NPI). Os resultados de monitoramento foram cotejados com os padrões estabelecidos para corpos de Água Doce, Classe 2, definidos na Resolução do CONAMA n.º 357/2005. De modo geral, os resultados mostraram que a qualidade da água, na área de estudo, variou entre "Ligeiramente Poluído" a "Fortemente Poluído", de acordo com NPI, e entre "Bom" e "Ruim", segundo IQA CCME. Os pontos SA5 (rio Salgadinho, em Juazeiro do Norte) e SA6 (rio Salgadinho, em Crato) apresentaram maior comprometimento da qualidade da água, indicado pelas classes apontadas pelos índices, que na maioria dos anos foi "Fortemente Poluído" (NPI) e "Ruim" (IQA CCME). Os resultados mostraram que esses locais estavam mais antropizados quando comparado aos demais pontos. Como índice agregado o NPI foi mais sensível e restritivo que o IQA CCME. O NPI enfatiza o efeito de poluentes de maior concentração. Recomenda-se a utilização do IQA CCME para os programas de monitoramento de rotina, e o NPI, de forma cautelosa, para investigações aprofundadas sobre áreas poluídas, como fiscalizações e perícias em investigações de crimes ambientais.

Palavras-Chave: índice de qualidade da água; índice de poluição; nordeste brasileiro.

3.1 Introdução

A água desempenha um papel crucial na sustentação da vida e no suporte às diversas atividades produtivas e energéticas em todo o mundo. No contexto brasileiro, sua significância é ainda mais acentuada, considerando a vocação agrícola do país e a predominância de uma matriz energética hidroelétrica (Melo; Dia; Oliveira, 2022). Nesse sentido, alinhado à Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei n.º

9433/1997), torna-se de suma importância assegurar a disponibilidade desse recurso, tanto em termos de quantidade quanto de qualidade, para atender plenamente às demandas específicas associadas.

A qualidade das águas superficiais pode ser alterada por múltiplos fatores, incluindo processos naturais, como a variação do regime pluviométrico, intemperismo de rochas e erosão (Soares; Pinto; Oliveira, 2020). É inegável contudo, que tensores antropogênicos desempenham papel significativo na deterioração desse recurso (Zhang *et al.*, 2021). Também, o gerenciamento inadequado de efluentes domésticos e industriais, bem como de resíduos urbanos e agrícolas tem influenciado o processo de degradação (Rahman; Jahanara; Jolly, 2021; Uddin *et al.*, 2023).

A deterioração da qualidade das águas superficiais não apenas ameaça a vida aquática, mas também repercute de maneira adversa na qualidade das águas subterrâneas, potencialmente impactando a saúde humana (Wats *et al.*, 2019) e as atividades produtivas. É fundamental, então, a verificação regular do estado da qualidade da água, avaliando suas características físicas, químicas e biológicas por meio de programas de monitoramento (Maranho *et al.* 2017; Siddique *et al.*, 2022). Isso possibilita diagnosticar problemas de poluição e projetar estratégias eficazes de prevenção e mitigação nas decisões relacionadas à gestão do recurso hídrico (Maia; Silva; Libânio, 2019).

Os programas de monitoramento devem empregar índices agregados, que convertem um conjunto de variáveis, expressas como parâmetros físico-químicos e biológicos, em uma pontuação de valor único. Dessarte, tais modelos facilitam a compreensão do estado da qualidade da água, tornando possível avaliar, expressar, comparar e comunicar a qualidade geral de qualquer fonte de água de forma inteligível (Carvalho *et al.*, 2011; Andrade *et al.*, 2020).

A literatura oferece diversos índices para avaliar a qualidade dos ambientes aquáticos, com destaque para os Índices de Qualidade da Água (IQA) (Aljanabi; Al-Obaidy; Hassan, 2021; Verma; Loganathan; Bhatt, 2022). Dentre os amplamente utilizados em todo mundo estão o IQA da Fundação Nacional de Saneamento dos Estados Unidos (*National Sanitation Foundation - NSF*) e o IQA do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME*), conforme destacam Sutadian *et al.* (2016).

Adicionalmente, os Índices de Poluição também têm sido empregados para

avaliar o nível de poluição em ambientes aquáticos (Zhang; Hou; Qian, 2020; Suriadikusumah *et al.*, 2021), embora com menor frequência. Destacam-se, nesse âmbito, o Índice Abrangente de Poluição (*Comprehensive Pollution Index - CPI*) (e.g., Imneisi; Aydin, 2018; Matta *et al.*, 2020; Tesseme; Vinti; Vaccari, 2022) e o Índice de Poluição de Nemerow (*Nemerow Pollution Index - NPI*) (e.g., Su *et al.*, 2022; Niyongabo *et al.*, 2023; Al-Bahathy *et al.*, 2023).

É importante reconhecer que a maioria dos índices desenvolvidos, especialmente os IQAs, possuem limitações implícitas, sobretudo relacionadas à subjetividade em sua formulação. A subjetividade é evidenciada em etapas padrões como: (1) seleção de parâmetros; (2) geração de subíndices; (3) ponderação dos parâmetros; e (4) cálculo da pontuação final (Kachroud *et al.*, 2019; Uddin; Nash; Olbert, 2021; Panagopoulos *et al.*, 2022).

Por outro lado, há modelos de índices que não incorporam etapas de ponderação e geração de subíndices e respondem essencialmente pelo conjunto de variáveis e grau de conformidade dos critérios de qualidade. Incorporam nas funções matemáticas de agregação final, valores padrões de referência para os parâmetros analisados, que podem ser baseados na legislação. Este é o caso do IQA CCME, que já foi aplicado em estudos no Brasil (e.g., Lopes *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2021; Val; Moleiro; Oliveira, 2022) e do NPI, que até o presente momento parece ter aplicação insipiente no país.

Tais índices são independentes de um determinado conjunto rígido de parâmetros de qualidade, e possibilitam aplicação sob diversas combinações de variáveis, conforme a necessidade ou disponibilidade. Além disso, permitem incorporar padrões legais de qualidade em seus cálculos, de maneira a se tornarem ferramentas com potencial de serem amplamente utilizadas para verificação de conformidades, considerando variados objetivos de uso da água.

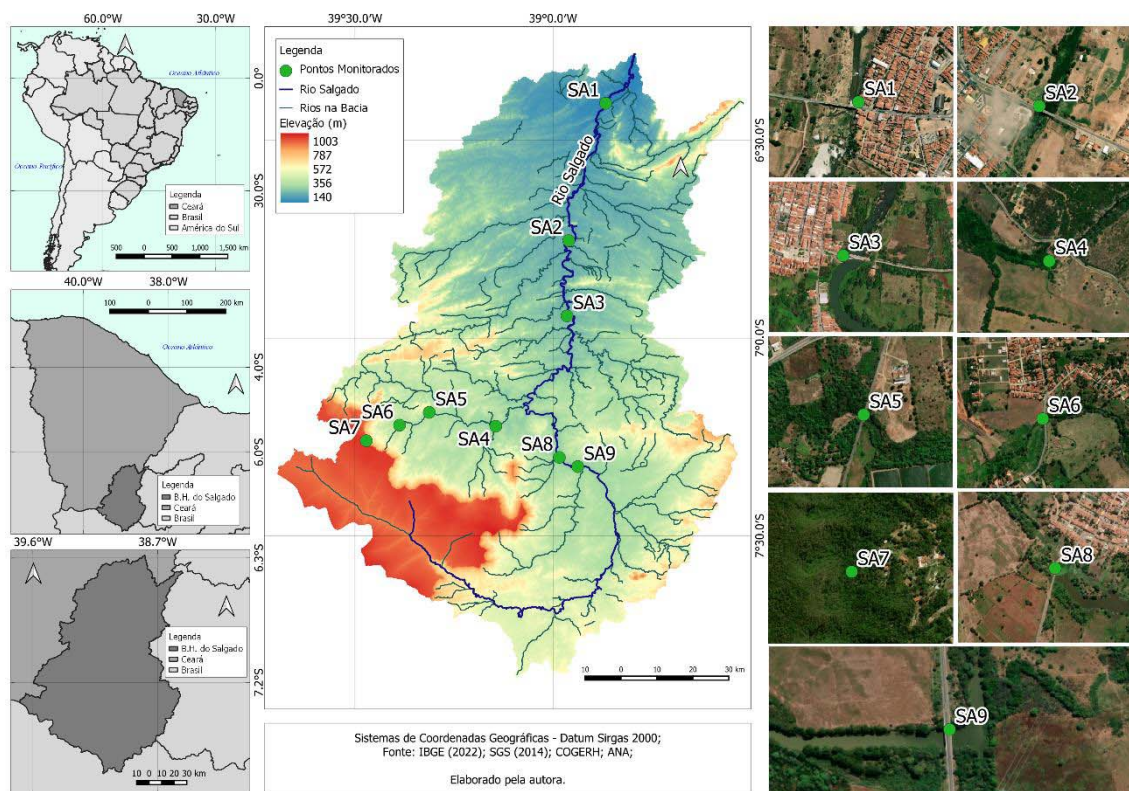
Diante do exposto, o presente estudo propõe-se a avaliar a qualidade das águas superficiais em sistemas lóticos na bacia do Salgado, estado do Ceará, Nordeste do Brasil, explorando, comparativamente, o IQA CCME e o Índice de Poluição de Nemerow.

3.2 Metodologia

3.2.1 Caracterização da área de estudo e dados utilizados

A área de pesquisa compreendeu a sub-bacia hidrográfica do rio Salgado (SA), situada na parte sudeste do estado do Ceará. Este território hidrográfico engloba as águas que fluem pelo rio Salgado, que se estende por 308 km e constitui o principal tributário da margem esquerda do rio Jaguaribe. É formado pela confluência do riacho dos Porcos e do riacho das Batateiras, na encosta da chapada do Araripe (COGERH, 2022). A Figura 1 representa a localização da sub-bacia hidrográfica do Salgado e os pontos de monitoramento usados neste estudo.

Figura 1 - Mapa de localização da sub-bacia hidrográfica do Salgado e distribuição geográfica dos pontos de monitoramento estudados



Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Com capacidade de acumulação de águas superficiais de 452,31 milhões m³, num total de 15 açudes públicos, a sub-bacia do rio Salgado ocupa uma área de 12.739 km² e abrange 23 municípios (CEARÁ, 2024a). Essa região hidrográfica, segundo a classificação de Köppen, apresenta dois tipos climáticos: semiárido quente

(BSh) e tropical com inverno seco (Aw). As temperaturas apresentam média anual em torno de 26°C, com taxas de evaporação total de até 2.244,4 mm/ano e as precipitações médias anuais que variam de 800 a 1200 mm. Os principais usos da água nessa sub-bacia são: abastecimento humano, dessedentação animal e irrigação, seguidos pelo turismo e lazer, aquicultura e indústria (COGERH, 2022).

Informações detalhadas sobre esses pontos monitorados estão resumidas na Tabela 1.

Tabela 1 - Sumário de informações dos pontos de monitoramento utilizados no estudo

Pontos	Município	Corpo Hídrico	Localização (E)-(N)	Altitude (m)
SA1	Icó	Rio Salgado	514697-9291895	153
SA2	Lavras da Mangabeira	Rio Salgado	504362-9253486	237
SA3	Aurora	Rio Salgado	503872-9232470	283
SA4	Missão Velha	Riacho Salgadinho	484047-9201620	360
SA5	Juazeiro do Norte	Rio Salgadinho	465473-9205476	377
SA6	Crato	Riacho Salgadinho	457201-9201887	400
SA7	Crato	Nascente do Rio Batateiras	447947-9197546	525
SA8	Milagres	Riacho dos Porcos	501756-9192914	350
SA9	Milagres	Riacho dos Porcos	506885-9190322	337

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

A Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), autarquia responsável pela supervisão da qualidade da água de ambiente lóticos no Ceará, forneceu os dados de monitoramento referente ao período de 2018 a 2022. Os parâmetros analíticos do monitoramento foram: temperatura do ar (T_{Ar}), temperatura da água (T_{H₂O}), pH, condutividade elétrica (CE), turbidez (TURB), sólidos dissolvidos totais (SDT), cor verdadeira (COR_v), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio padrão (DBO), nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), nitrogênio amoniacal (NAM), fósforo total (P) e coliformes termotolerantes (CTT). As amostras foram coletadas trimestralmente durante o período matutino (entre 8h e 11h). Os procedimentos analíticos e de coleta seguiram as técnicas descritas no manual da APHA (2005).

3.2.2 Índice de Qualidade da Água CCME

O índice de Qualidade da Água (IQA) CCME foi proposto pelo Conselho Canadense de Ministros de Meio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME*) (CCME, 2001) e sua difusão ocorre em razão da fácil aplicação

e seleção flexível dos parâmetros e padrões de qualidade da água a serem envolvidos no modelo (Uddin; Nash; Olbert, 2021; Alexakis, 2022). Esse índice incorpora em sua formulação a comparação das observações com um valor alvo ou diretriz, que pode ser um padrão de qualidade da água referente a um objetivo específico (Al-Janabi et al., 2012).

O cálculo do IQA CCME exige que pelo menos quatro parâmetros sejam amostrados no mínimo quatro vezes (Al-Obaidy; Khalaf; Hassan, 2022). O modelo se baseia na combinação de três medidas ou fatores de conformidade, estabelecidas para o padrão de qualidade de água requerida conforme o objetivo de uso, quais sejam (CCME, 2017):

- a) Escopo (F_1): representa a porcentagem de parâmetros que não atendem às suas diretrizes (parâmetros não conformes), durante o período considerado, em relação ao número total de parâmetros monitorados;
- b) Frequência (F_2): representa a porcentagem de testes individuais que não atendem às diretrizes (testes não conformes) em relação ao número total de testes;
- c) Amplitude (F_3): representa o valor pelo qual os valores de testes não conformes não atendem às diretrizes.

Após definição dos parâmetros e padrões de qualidade, bem como do período de monitoramento, o referido índice pode ser obtido por meio das formulações descritas pelas equações de números 1 a 7 (CCME, 2001; CCME, 2017). O F_1 (Escopo) e F_2 (Frequência) são calculados por meio das equações (1) e (2), respectivamente:

$$F_1 = \frac{\text{Número de parâmetros não conformes}}{\text{Número total de parâmetros}} \times 100 \quad (1)$$

$$F_2 = \frac{\text{Número de testes não conformes}}{\text{Número total de testes}} \times 100 \quad (2)$$

O F_3 é sequencialmente obtido em três etapas. A primeira consiste na determinação do número de vezes em que uma concentração individual é superior (ou inferior, quando a diretriz é mínima) à diretriz. Esse parâmetro é denominado “excursão” e é expresso pela equação (3), quando o valor do teste não deve exceder a diretriz, e pela equação (4), quando o valor do teste não deve ficar abaixo da diretriz.

$$excursão_i = \left(\frac{\text{Valor do teste não conforme}_i}{\text{Objetivo}_j} \right) - 1 \quad (3)$$

$$excursão_i = \left(\frac{\text{Objetivo}_j}{\text{Valor do teste não conforme}_i} \right) - 1 \quad (4)$$

Na sequência, para obtenção do F_3 , a partir da equação (6), é feita a soma normalizada das excursões, parâmetro denominado “nse” (*normalized sum of excursions*), calculado pela equação (5).

$$nse = \frac{\sum_1^n excursão_i}{\text{Número de testes}} \quad (5)$$

$$F_3 = \frac{nse}{0,01(nse) + 0,01} \quad (6)$$

Uma vez, obtidos os fatores F_1 , F_2 e F_3 , o IQA CCME pode ser calculado através da equação (7), somando os fatores como se fossem vetores.

$$IQA_{CCME} = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad (7)$$

O fator 1,732, matematicamente igual a $3^{1/2}$, é um argumento para normalizar os valores resultantes em intervalo entre 0 e 100, uma vez que os fatores individuais (F_1 , F_2 e F_3) podem chegar até 100, fazendo com que o comprimento do

vetor possa chegar a 173,2 (Lumb; Halliwell; Sharma, 2006).

3.2.3 Índice de Poluição de Nemerow

O Índice de Poluição de Nemerow (*Nemerow's Pollution Index - NPI*) foi desenvolvido por Nemerow e Sumitomo (1970) (Al-Othman, 2019) em nome da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Reta *et al.*, 2019). Em seu método de avaliação, combina o valor médio dos poluentes com o valor máximo (Ren; Zhang; Qian, 2021). Fornece informações sobre a extensão da poluição para um determinado parâmetro de qualidade da água, ao incorporar como referência, o seu valor padrão (Swathi; Umesh, 2015).

Essa métrica é considerada uma abordagem eficaz para avaliar a qualidade da água, pois possui procedimento matemático simples, efeito integrado satisfatório. Também, destaca a influência do efeito de poluentes de alta concentração (Mohammed; Al-Obaidi, 2021). Possui flexibilidade na seleção de parâmetros, bem como na escolha dos padrões e diretrizes de qualidade da água a serem utilizados como referência, segundo seu propósito.

As formulações matemáticas para determinação do NPI são representadas pelas equações de números 8 a 13 (Nemerow; Sumitomo, 1970; Purnamasari, 2017; Zhu *et al.*, 2019; Suriadikusumah *et al.*, 2020). O referido índice pode ser calculado por meio da equação (8):

$$NPI = \sqrt{\frac{(P_i)_{MAX}^2 + (P_i)_{MED}^2}{2}} \quad (8)$$

P_i representa o índice de poluição do parâmetro (i), e os fatores $(P_i)_{MAX}$ e $(P_i)_{MED}$ configuram o valor máximo e médio desse índice, respectivamente. P_i pode ser obtido por meio da equação (9):

$$P_i = \frac{C_i}{L_{ij}} \quad (9)$$

Em que: C_i é a concentração medida dos parâmetros de qualidade da água e L_{ij} é a diretriz padrão de qualidade da água para cada parâmetro no propósito

específico de qualidade da água (j).

Para parâmetros que, quanto menor sua concentração, maior o grau de poluição, como é o caso do Oxigênio Dissolvido (OD), o fator P_i é representado por meio da equação (10), em que C_{im} é a concentração de saturação:

$$P_i = \frac{(C_{im} - C_i)}{(C_{im} - L_{ij})} \quad (10)$$

Adicionalmente, no caso de parâmetros que possuem uma faixa padrão de recomendação em suas diretrizes, como o pH, o fator P_i pode ser representado por meio da equação (11), se $C_i < \overline{L_{ij}}$, e da equação (12), se $C_i > \overline{L_{ij}}$, em que $\overline{L_{ij}}$ é a média dos valor mínimo $(L_{ij})_{MIN}$ e máximo $(L_{ij})_{MAX}$ recomendado.

$$P_i = \frac{C_i - \overline{L_{ij}}}{(L_{ij})_{MIN} - \overline{L_{ij}}} \quad (11)$$

$$P_i = \frac{C_i - \overline{L_{ij}}}{(L_{ij})_{MAX} - \overline{L_{ij}}} \quad (12)$$

No caso de algum dos parâmetros envolvidos no índice, o fator P_i calculado for maior que 1 (um), um novo fator deve ser determinado por meio da equação (13):

$$P_i = 1 + P \cdot \text{Log}_{10} \left(\frac{C_i}{L_{ij}} \right) \quad (13)$$

Em que: P é uma constante, normalmente representada pelo valor 5. Essa última equação é usada para melhorar uma dificuldade inerente do índice, relacionada à interpretação e determinação dos danos ao corpo d'água quando os valores de P_i , inicialmente calculados, estiverem próximos do valor de referência de 1,0 ou se existirem diferenças muito grandes entre estes (Suriadikusumah *et al.*, 2020).

3.2.4 Abordagem

Inicialmente, para cada ponto de monitoramento apresentou-se um resumo descritivo. A análise descritiva concentrou-se na comparação com os valores de referência descritos em normativa brasileira. Em seguida determinou-se o IQA CCME e o NPI. Para o cálculo, foram considerados os dados dos ciclos anuais de monitoramento da qualidade da água (período de 2018 a 2022) na área de estudo. Os valores de referência utilizados para efeito de comparação na análise descritiva, bem como na determinação dos índices, foram embasados na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n.º 357/2005, uma das principais normativas brasileira sobre qualidade da água. Considerou-se os padrões estabelecidos para corpos de Água Doce Classe 2.

A seleção dos parâmetros para compor os índices considerou a disponibilidade nos registros do banco de dados providos pela SEMACE, bem como existência de padrão de qualidade referidos pela Resolução do CONAMA n.º 357/2005. Os parâmetros selecionados foram: pH, TURB, CORv, SDT, DBO, OD, NO₂⁻, NO₃⁻, NAM, P e CTT, e os respectivos padrões de referência são mostrados na Tabela 2.

Tabela 2 - Padrões de qualidade para corpos de Água Doce, Classe 2 (CONAMA n.º 357/2005)

Parâmetro	Unidade	Padrão
pH	-	6,0 – 9,0
TURB	UNT	≤ 100
SDT	mg/L	≤ 500
CORv	mg Pt/L	≤ 75
OD	mg O ₂ /L	≥ 5,0
DBO	mg/L	≤ 5,0
NO ₃ ⁻	mg N/L	≤ 10,0
NO ₂ ⁻	mg N/L	≤ 1,0
NAM	mg N/L	3,7 ^a ; 2,0 ^b ; 1,0 ^c ; 0,5 ^d
P	mg P/L	≤ 0,1
CTT	NMP/100mL	≤ 1000

^apH ≤ 7,5; ^b7,5 < pH ≤ 8,0; ^c8,0 < pH ≤ 8,5; ^dpH > 8,5

Fonte: Brasil, 2005.

Para fins de comparação entre o IQA CCME e o NPI foi necessário estabelecer uma associação entre as suas categorias de qualidade. Isso foi feito

através da ordenação das respectivas classes, começando pelas de melhor qualidade e terminando pelas de pior qualidade, o que possibilitou uma correspondência direta, a qual está resumida na Tabela 3.

Tabela 3 - Classe e faixas de qualidade dos índices NPI e IQA CCME

Nível da Classe	Classes NPI	Faixas de Classe NPI	Classes IQA CCME	Faixas de Classe IQA CCME
1	Praticamente não poluído	$NPI < 0,7$	Excelente	95-100
2	Ligeiramente poluído	$0,7 \leq NPI < 1,0$	Bom	80-94
3	Levemente poluído	$1,0 \leq NPI < 2,0$	Mediana	65-79
4	Moderadamente poluído	$2,0 \leq NPI < 3,0$	Marginal	45-64
5	Fortemente poluído	$NPI \geq 3,0$	Ruim	0-44

Fonte: CCME, 2017; Kapelewska *et al.*, 2018; Reta *et al.*, 2019; Yari; Varvani; Zare, 2021; Ren; Zhang; Qian, 2021; Rao *et al.*, 2023.

Com base na Tabela 3, é possível observar que, apesar dos intervalos numéricos variarem substancialmente, há certa correspondência entre as classes. Estas possuem uma linguagem oposta, tendo vista que um categoriza a água quanto a qualidade e o outro quanto à poluição, o que racionalmente leva ao mesmo objetivo, já que a qualidade da água é a ausência de poluição.

Ao final a análise de *cluster* foi utilizada para agrupar os pontos de monitoramento de acordo com os resultados dos índices (IQA CCME e NPI), com intuito de verificar semelhanças da qualidade sob o ponto de vista espacial.

3.3 Resultados e Discussão

3.3.1 Parâmetros de Qualidade da Água

Na Tabela 4 está uma síntese descritiva, com média e desvio padrão (entre parênteses), dos parâmetros de qualidade da água em cada ponto monitorado na sub-bacia hidrográfica do Salgado durante o período de 2018 a 2022.

Os valores de temperatura média das amostras de água (TH₂O) variaram de 25,4 a 30,7° C. As temperaturas médias do ar (TAr) no momento das coletas variaram 24,57 a 29,7° C. Esses limites corresponderam exatamente aos pontos de maior e menor altitude, SA7 e SA1, respectivamente.

Tabela 4 - Resumo descritivo dos parâmetros de qualidade da água nos pontos de monitoramento na sub-bacia do Salgado, Ceará (2018 a 2022)

Parâmetro	SA1	SA2	SA3	SA4	SA5	SA6	SA7	SA8	SA9
pH	8,2	8,1	7,9	7,9	7,5	7,5	5,5	7,5	7,9
(-)	(0,7)	(0,8)	(0,5)	(0,4)	(0,3)	(0,3)	(0,7)	(0,3)	(0,6)
TURB	26	41	34	54	12	19	1	47	52
(UNT)	(45)	(74)	(54)	(63)	(11)	(18)	(1)	(18)	(72)
STD	218	194	249	226	351	321	70	208	191
(mg/L)	(90)	(72)	(109)	(108)	(87)	(57)	(95)	(38)	(56)
CORv	60	85	96	76	121	95	7	150	119
(mg Pt/L)	(57)	(86)	(118)	(44)	(114)	(50)	(8)	(75)	(88)
OD	8,2	7,0	7,2	7,0	2,3	3,2	6,7	5,1	7,2
(mg O ₂ /L)	(1,5)	(2,2)	(3,5)	(1,4)	(1,1)	(1,4)	(0,5)	(1,5)	(2,4)
DBO	3,7	5,5	6,1	2,8	22,0	22,2	2,7	7,2	5,7
(mg/L)	(3,2)	(6,3)	(5,3)	(1,7)	(19,9)	(19,0)	(2,2)	(5,0)	(4,2)
NO ₃ ⁻	0,56	0,85	0,68	0,66	0,91	1,19	0,20	0,90	0,88
(mg N/L)	(0,46)	(0,90)	(0,66)	(0,52)	(1,09)	(1,61)	(0,17)	(0,23)	(0,82)
NO ₂ ⁻	0,03	0,07	0,01	0,03	0,02	0,34	< 0,01	0,04	0,04
(mg N/L)	(0,06)	(0,18)	(0,01)	(0,06)	(0,02)	(1,13)	(< 0,01)	(0,05)	(0,10)
NAM	0,4	0,5	0,4	0,5	8,5	18,9	0,1	0,8	0,6
(mg N/L)	(0,2)	(0,6)	(0,3)	(0,5)	(8,0)	(15,8)	(0,1)	(0,3)	(0,7)
P	0,2	0,3	0,2	0,2	1,4	2,0	0,1	0,4	0,3
(mg P/L)	(0,2)	(0,3)	(0,2)	(0,1)	(2,2)	(2,8)	(0,1)	(0,3)	(0,3)
CTT	1,9E+3	5,6E+3	2,3E+3	2,8E+3	9,9E+3	2,1E+4	1,4E+1	1,8E+3	1,4E+2
(NMP/100mL)	(5,5E+3)	(9,3E+3)	(5,5E+3)	(6,4E+3)	(1,1E+4)	(8,8E+3)	(9,0E+0)	(2,3E+3)	(2,3E+2)

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Os resultados médios revelaram maior grau de não conformidade, entre os pontos de monitoramento, para as variáveis P, CTT, CORv e DBO, considerando os padrões de enquadramento para corpos de Água Doce, Classe 2, conforme a Resolução CONAMA n.º 357/2005. Em contraposição, as variáveis que apresentaram maior grau de conformidade entre os pontos monitorados foram TURB, STD, NO₃⁻ e NO₂⁻, com todos os valores médios abaixo dos limites de referência em todos os pontos.

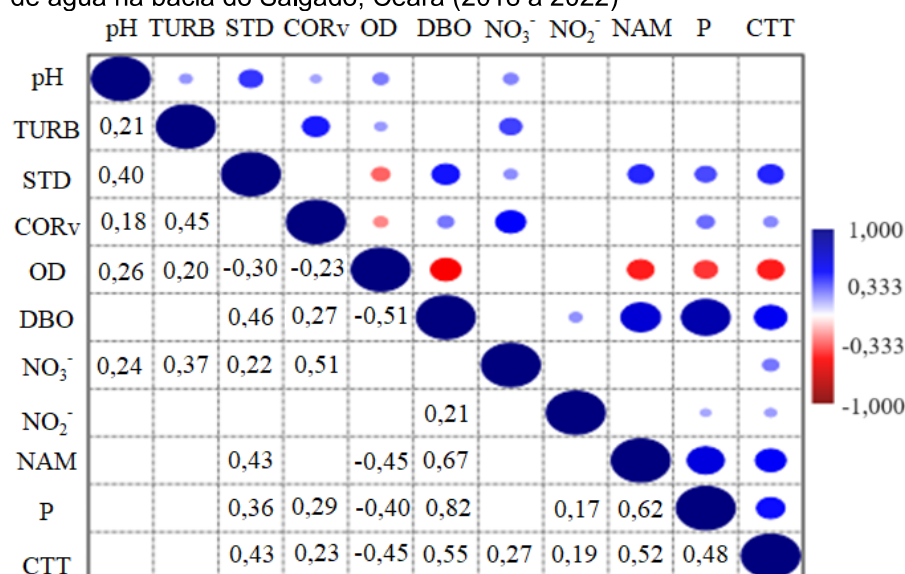
Sob perspectiva espacial, os pontos com maior número de variáveis não conformes, considerando os valores médios, foram os SA5 e SA6, relacionados ao corpo hídrico rio Salgadinho em Juazeiro do Norte e Crato, respectivamente, com seis parâmetros não conformes (CTT, P, NAM, OD DBO e CORv). Esses pontos correspondem aos dois municípios de maior população e densidade demográfica, entre os pontos estudados, segundo o censo IBGE (2022).

Relativamente ao ponto com melhor qualidade da água, este foi o SA7, em

que apenas a variável pH esteve não conforme, em razão do seu caráter levemente ácido. Nesse caso cabe destacar que o ponto SA7 corresponde a um ponto próximo a nascente do rio Batateiras, dessa forma, a característica da água é compreendida em seu aspecto natural. O ponto pode ser classificado como água de Classe Especial, conforme definido no Artigo 4º, inciso I da Resolução CONAMA n.º 357/2005.

A Figura 2 mostra a matriz de correlação de Pearson entre as variáveis empregadas no cômputo dos índices. Optou-se por considerar os resultados das amostras individuais (*i.e.*, $n = 152$).

Figura 2 - Matriz de correlação entre as variáveis do estudo sobre qualidade de água na bacia do Salgado, Ceará (2018 a 2022)



Fonte: elaborado pela autora, 2024.

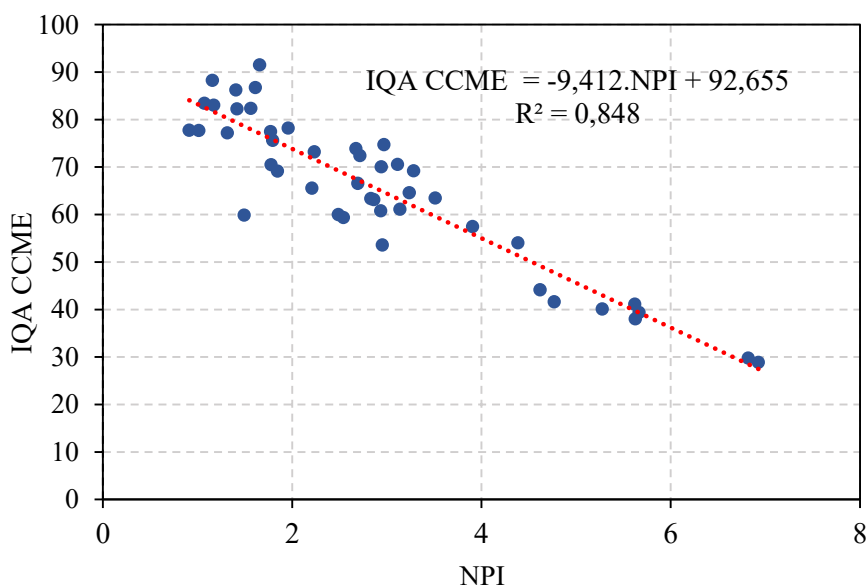
Correlações estatisticamente mais significativas foram apresentadas pelas variáveis CTT, DBO, OD e STD. Apesar disso, correlações mais destacadas ocorreram entre DBO e as variáveis P e NAM, bem como entre NAM e P. De forma semelhante, Silva, Bezerra e Rêgo (2021) encontraram correlações fortes entre DBO e nutrientes como fósforo total e nitrogênio total na avaliação das águas da bacia hidrográfica do açude Santa Cruz do Apodi (RN), no período de 2008 a 2016. Esses autores destacaram a descarga de efluentes não tratados em corpos hídricos receptores como principal resposta.

3.3.2 Qualidade da água por meio do IQA CCME e do NPI

Em primeira análise determinou-se a correlação entre os dois índices com

objetivo de verificar se ambos seguiram tendência similar na avaliação da qualidade da água. Para isso, gerou-se um gráfico de dispersão dos resultados do IQA CCME em função NPI considerando o conjunto de índices obtidos. Abrangeram-se então os ciclos anuais e os nove pontos monitorados na sub-bacia hidrográfica do Salgado, totalizando 45 dados referentes ao conjunto de índices calculados. O gráfico de dispersão do IQA CCME em função do NPI está apresentando na Figura 3.

Figura 3 - Gráfico de dispersão do IQA CCME em função do NPI

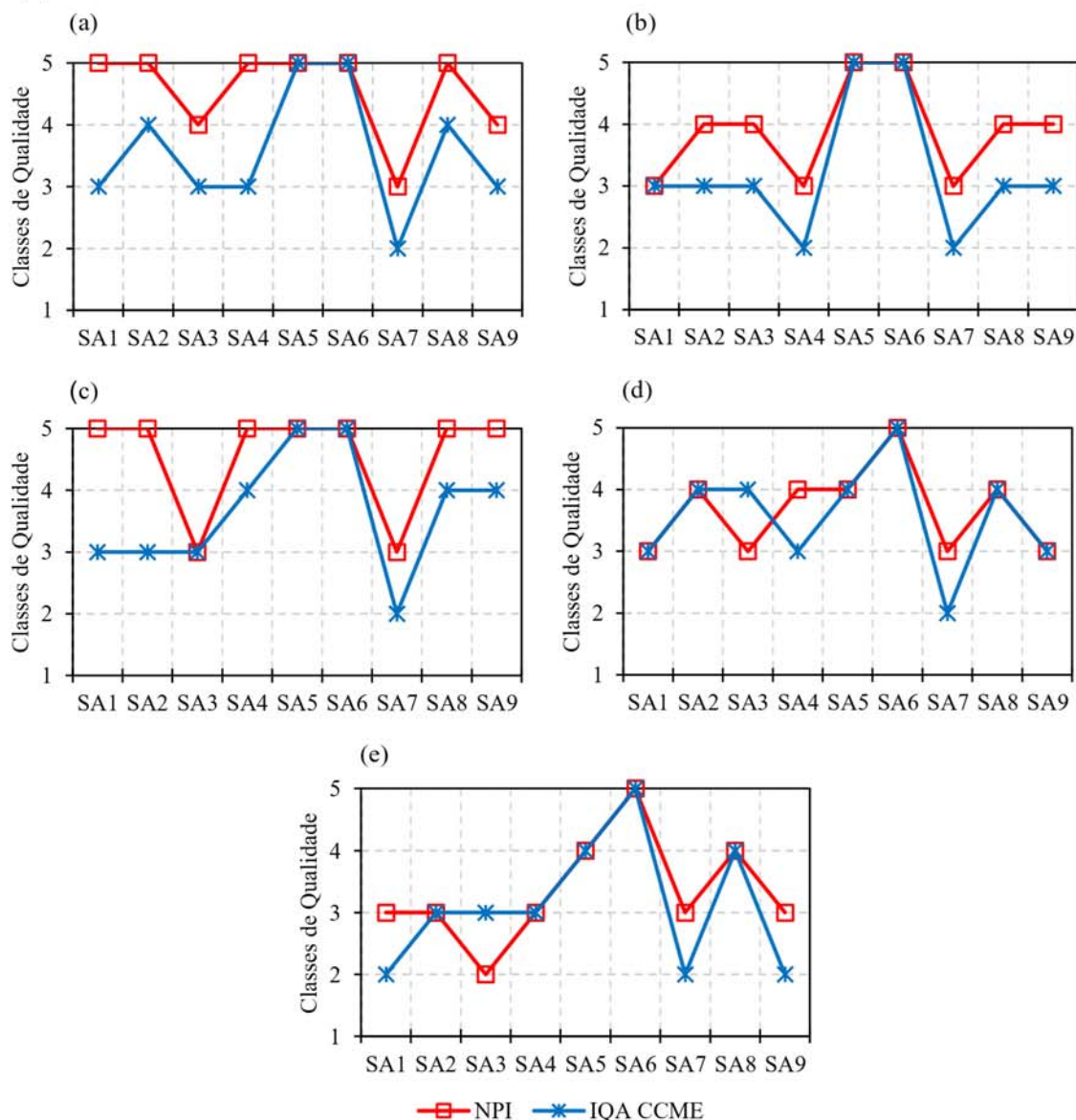


Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Em razão da associação inversa entre o IQA CCME e o NPI o coeficiente de correlação (r) foi -0,921 com nível de significância de 0,05. O coeficiente de determinação (r^2) foi de 0,848, apontando que o IQA CCME pode ser explicado pela variação do NPI (com acurácia de cerca de 85%).

Em prosseguimento, ao se considerar uma análise espaço-temporal da qualidade da água, a Figura 4 apresenta a variação das classes de qualidade da água do IQA CCME e NPI nos nove pontos monitorados, ao longo do período estudado (2018 a 2022).

Figura 4 - Variação anual das Classes de Qualidade conforme o IQA CCME e o NPI nos nove pontos da sub-bacia hidrográfica do Salgado, Ceará: (a) 2018, (b) 2019, (c) 2020, (d) 2021 e (e) 2022



Nível da Classe	1	2	3	4	5
Classes IQA CCME	Excelente	Bom	Mediana	Marginal	Ruim
Classes NPI	Praticamente não Poluído	Ligeiramente Poluído	Levemente Poluído	Moderadamente Poluído	Fortemente Poluído

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

De modo geral é possível destacar que houve variação distinta entre os níveis de classes de qualidade obtidos pelo IQA CCME e o NPI. Esse último foi mais restritivo que o IQA CCME, classificando os pontos, ao longo dos anos, em sua maioria, no mesmo nível ou em nível de qualidade inferior. Para a maior parte dos ciclos anuais

avaliados, o NPI classificou os pontos entre os níveis três (Levemente Poluído) a cinco (Fortemente Poluído), enquanto o IQA CCME, variou do nível dois (Bom) a cinco (Ruim), em todos os anos. Esse caráter restritivo do NPI, possivelmente se deve ao fato desse índice sobrevalorizar a influência do fator poluente mais grave, como apontado por Zhu *et al.* (2019).

Essas constatações são evidenciadas ao se analisar, de forma comparativa, os resultados apontados pelos índices ano a ano. Em 2018, com o emprego do NPI, seis dos nove pontos monitorados (SA1, SA2, SA4, SA5, SA6 e SA8) foram classificados no nível cinco (Fortemente Poluído), enquanto o IQA CCME classificou a maioria dos pontos nos níveis três, “Mediana” (SA1, SA2, SA3, SA9) e quatro “Marginal” (SA2 e SA8). Nesse ano, o ponto SA7 foi considerado o de melhor qualidade, ou de menor nível de poluição, entre os pontos monitorados, segundo os dois índices.

No ano de 2019, houve uma leve melhora na classificação de alguns pontos, segundo os dois índices aplicados. O NPI classificou a maioria dos pontos nos níveis três (SA1, SA4 e SA7) e quatro (SA2, SA3, SA8 e SA9), com destaque para os pontos SA1 e SA4 que passaram para nível três (Levemente Poluído) e os pontos SA2 e SA8 que passaram para o nível quatro (Moderadamente Poluído). Por outro lado, o IQA CCME classificou a maioria dos pontos nos níveis dois (SA4 e SA7) e três (SA1, SA2, SA3, SA8 e SA9), com melhora na classe dos pontos SA2 e SA8 para o nível três (Mediana) e do ponto SA4 para o nível dois (Bom).

Não obstante a diminuta melhora na qualidade da água observada entre os anos de 2018 e 2019, no ano de 2020, observa-se piora nas classes de qualidade, sobretudo na classificação do NPI. Para essa métrica, a maioria dos pontos se enquadraram no nível cinco, “Fortemente Poluído”, devido a piora na qualidade dos pontos SA1, SA2, SA4, SA8 e SA9, os quais passaram para este nível. Já o IQA CCME voltou a enquadrar a maioria dos pontos nos níveis três e quatro, como em 2018, em razão do decréscimo na qualidade dos pontos SA4, SA8 e SA9, que passaram para o nível quatro (Marginal).

Nos dois últimos anos, 2021 e 2022, houve uma tendência de melhora nas classes de qualidade da água, sobretudo apontado pelo NPI. O IQA CCME mostrou que apesar de redução da qualidade em SA2 e SA3 em 2021, nos demais pontos houve melhora. Essa tendência também foi observada em 2022.

O NPI, em 2021, indicou melhoria da classificação dos pontos SA1 e SA9 para o nível três (Levemente Poluído), e dos pontos SA2, SA4, SA5 e SA8 para o nível quatro (Moderadamente Poluído). Essa inclinação continuou em 2022, com o ponto SA3 classificando-se no nível dois (Ligeiramente Poluído) e os pontos SA2 e SA4 classificando-se no nível três (Levemente Poluído). Isso foi ratificado nos demais pontos (SA1, SA2, SA4, SA7 e SA8).

Relativamente ao IQA CCME, em 2021, houve melhora nas classes de qualidade dos pontos SA4 e SA9 para o nível três (Mediana) e do ponto SA5 para nível quatro (Marginal). Apesar disso, dois pontos, SA2 e SA3, indicaram redução da qualidade, classificando-se no nível quatro (Marginal). Contudo, em 2022, estes pontos apresentaram melhora, voltando para o nível três (Mediana). Em adição, a tendência de melhoria se estendeu aos pontos SA1 e SA9 que se classificaram no nível dois (Bom), nesse ano.

Após essa análise, também é possível constatar que três pontos se destacaram, ao longo dos anos, com pouca variação nas classes de qualidade. São os pontos SA5 e SA6, relativos ao rio Salgadinho em Juazeiro do Norte e Crato, respectivamente, e o ponto SA7, relativo à nascente do rio Batateiras em Crato. Os dois primeiros pontos apresentaram classificações que indicaram qualidade da água mais deteriorada em comparação aos demais. Nos anos de 2018 a 2020, foram classificados no nível cinco, “Fortemente Poluído” (NPI) e “Ruim” (IQA CCME). Contudo, nos anos de 2021 e 2022, houve uma leve melhora na qualidade da água do ponto SA5, que o levou ao nível quatro, classes “Moderadamente Poluído” (NPI) e “Marginal” (IQA CCME). Já o ponto SA7, durante todo período, foi classificado nos níveis três, “Levemente Poluído” (NPI), e dois, “Bom” (IQA CCME), indicando melhor qualidade da água sob o ponto de vista espacial.

Esses resultados corroboram com os achados do estudo realizado por Albuquerque e Freire (2022). Tais autores utilizaram o IQA da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (IQA CETESB) para caracterizar a qualidade na bacia do Salgado, nos anos de 2017 e 2018, a partir dos mesmos pontos de monitoramento utilizados no presente trabalho. Os resultados indicaram os pontos SA5 e SA6 na classe “Péssima”, em 2017, e “Ruim”, em 2018, classes essas que correspondem aos dois piores níveis de qualidade, para esse índice, respectivamente. No referido estudo, o ponto SA7 também se destacou com melhor qualidade da água,

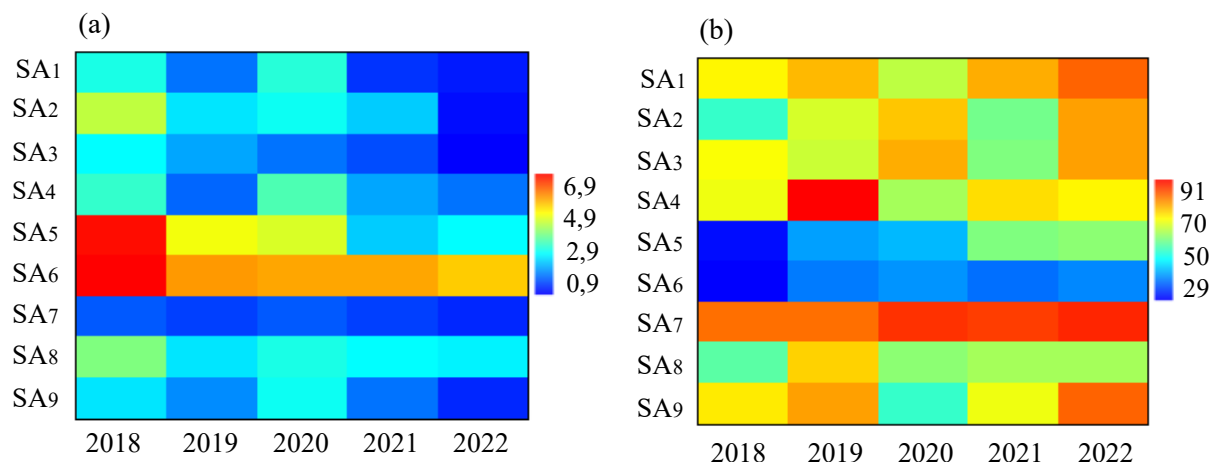
classificando-se na classe “Boa”, correspondente ao segundo nível de melhor qualidade.

A deterioração da qualidade da água nesses pontos pode estar relacionada às condições de saneamento nessas cidades. Magalhães *et al.* (2022) realizaram uma análise da situação dos serviços de saneamento nos municípios de Crato e Juazeiro do Norte, utilizando os dados dos indicadores de desempenho fornecidos pelo Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento – SNIS. Analisando o período de 2017 a 2019, esses autores apontaram que o valor médio do índice de coleta de esgoto foi de 48,15%, em Crato, e 22,6%, em Juazeiro do Norte. Concluíram que a situação analisada é consternadora para os municípios, sobretudo, considerando que nem todo esgoto que é coletado chega a ser tratado. Em Crato, o índice médio de esgoto tratado referido à água consumida foi de 2,09%, no período avaliado.

Considerando, por fim, a totalidade de pontos monitorados e os cinco anos estudados, o ano de 2022 foi o que apresentou melhor cenário em termos de classes de qualidade da água, segundo os dois índices. Um fator que pode ter contribuído para essa melhoria de qualidade em alguns pontos é a precipitação pluviométrica nesse ano que foi a maior entre todos, com média anual de 1243,1mm de acordo com dados da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) (CEARÁ, 2024b). Isso pode ter influenciado o aumento do escoamento superficial, resultando em maiores vazões, contribuindo para diluição de poluentes onde há contribuições indevidas de fontes pontuais de poluição. Esse tipo de relação já foi constatado por Silva *et al.*, (2008) e Moura, Basso e Sanches (2013).

A Figura 5 apresenta as pontuações de qualidade ao longo do período avaliado para os dois índices empregados.

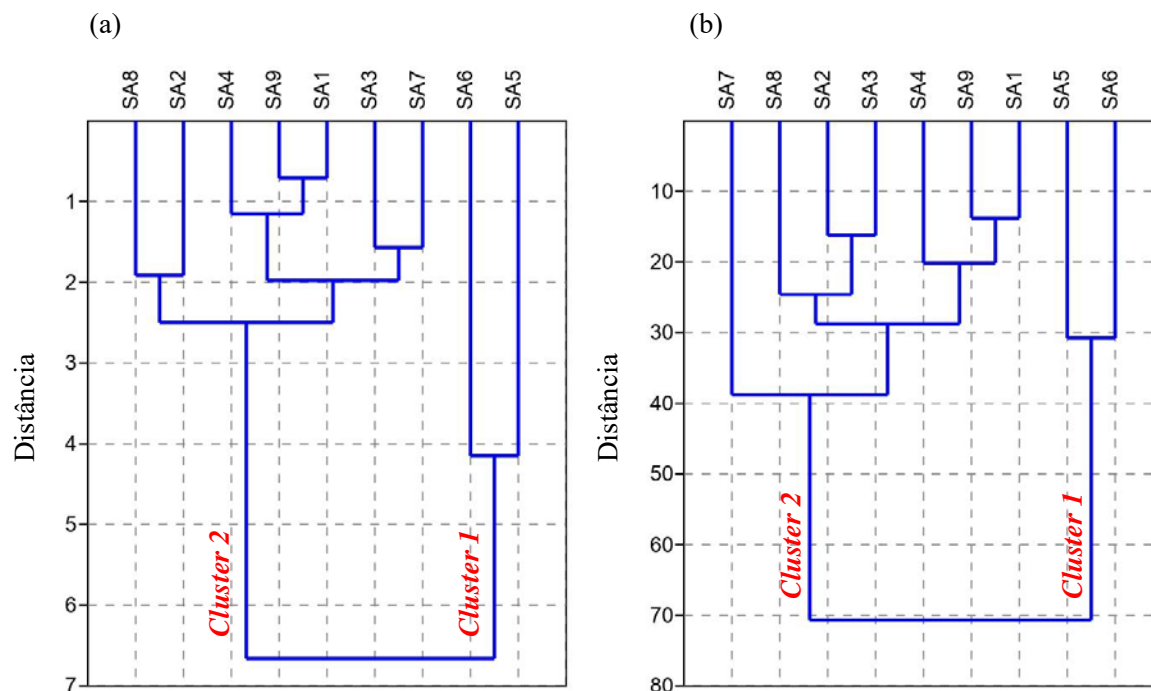
Figura 5 - Variação anual dos índices (a) NPI e (b) IQA CCME nos pontos de monitoramento da sub-bacia do Salgado, Ceará (2018 a 2022)



Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Para concluir, o resultado da análise de *cluster* é apresentado no dendrograma da Figura 6. O método de agrupamento hierárquico da ligação média (*Unweighted Pair Group Method using Arithmetic Averages - UPGMA*) empregou a distância euclidiana como medida de dissimilaridade.

Figura 6 - Dendrogramas de variação do (a) NPI e (b) IQA CCME



Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Dois grupos, *Clusters* 1 e 2, foram formados a partir dos nove pontos de

monitoramento, tanto para o IQA CCME como para o NPI. No *Cluster 1*, para os dois índices, foram agrupados os pontos SA5 e SA6, que tiveram as maiores pontuações no NPI e menores pontuações no IQA CCME ao longo dos anos (visto na Figura 5), classificando-se, na maioria dos anos, no nível cinco, “Fortemente Poluído” (NPI) e “Ruim” (IQA CCME).

O *Cluster 2* foi constituído por dois *subclusters* para os dois índices, com destaque para o ponto, o SA7, que teve as menores pontuações no NPI e maiores pontuações no IQA CCME, para maioria dos anos, categorizando-se, durante todo período avaliado, no nível três, classe “Levemente Poluído” (NPI) e dois “Bom” (IQA CCME). O segundo *subcluster* foi formado por dois novos *subclusters* com variações entre os pontos SA1, SA2, SA3, SA4, SA8 e SA9, os quais apresentaram qualidade intermediária aos pontos anteriormente citados.

3.4 Conclusão

O estudo mostrou que o Índice de Qualidade da Água (IQA) do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME*) e o Índice de Poluição de Nemerow (*Nemerow's Pollution Index - NPI*) são importantes instrumentos auxiliares na compreensão da qualidade da água, sobretudo na análise de conformidades a padrões de qualidade. Os dois índices demonstraram correlação forte com tendências de variação semelhantes.

Sob uma perspectiva ampla, considerando a variação espaço-temporal e os padrões de qualidade estabelecidos para corpos de Água Doce Classe 2, definidos pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n.º 357/2005, o estado da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Salgado esteve entre “Ligeiramente Poluído” (Nível 2) a “Fortemente Poluído” (Nível 5) de acordo com NPI, e entre “Bom” (Nível 2) e “Ruim” (Nível 5), segundo IQA CCME. Ademais, o ano de 2022 foi o que apresentou melhor cenário em termos de classes de qualidade da água, em razão da tendência de melhora de alguns pontos, especialmente nos últimos dois anos.

No período avaliado, entre os pontos de monitoramento, destacaram-se o SA5, rio Salgadinho em Juazeiro do Norte, e SA6, rio Salgadinho, em Crato, com estado da qualidade da água mais comprometido. Indicado não apenas pelas classes apontadas pelos índices, que na maioria dos anos foi o nível cinco, “Fortemente

Poluído” (NPI) e “Ruim” (IQA CCME), mas também pelas pontuações obtidas que destoaram das dos demais. Essa tendência de qualidade dos pontos mencionados foi reforçada pela análise de *cluster*, em que de dois *clusters* formados para os dois índices, o primeiro foi constituído pelos pontos SA5 e SA6.

Para concluir, o NPI demonstrou ser mais restritivo quanto a categorização das classes de qualidade do que o IQA CCME, possivelmente devido ao seu caráter de enfatizar os poluentes de maior concentração, ou ainda, decorrente da escala de classe com faixa reduzida. Dessarte, recomenda-se a utilização do IQA CCME para os programas de monitoramento da qualidade da água realizados rotineiramente, e o NPI, com cautela, para auxiliar investigações aprofundadas sobre áreas poluídas, como fiscalizações e perícias em investigações de crimes ambientais. Adicionalmente, sugere-se para pesquisas futuras o estudo de outras escalas de classificação do NPI que possam se revelar mais apropriadas em programas de monitoramento rotineiros.

4 PARTE 2 – “QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIA HIDROGRÁFICA DO NORDESTE BRASILEIRO: APLICAÇÃO DO PROCESSO DE ANÁLISE HIERÁRQUICA (AHP)”

RESUMO

Este estudo avaliou a qualidade das águas em nove pontos da sub-bacia hidrográfica do Salgado, Ceará, Nordeste do Brasil. Metodologicamente, a pesquisa abordou métodos multicritério, em destaque a análise hierárquica de processo em três formatos: AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS. Apoiando-se em critérios representativos das características (físico-químicas e microbiológicas) da água, a análise multicritério revelou como resultado uma ordenação dos pontos de monitoramento, sob síntese anual (2018 a 2022), de acordo com o grau de comprometimento da água por poluição. As ordenações geradas por cada método demonstraram consistência e concordância, mesmo diante das variações nos pesos dos critérios e de suas abordagens analíticas diversas. Essa consistência foi respaldada pelas semelhanças encontradas na ordenação obtida pelo Índice de Qualidade da Água (IQA) tipo Bascarón. Os resultados indicaram os pontos SA6, rio Salgadinho, em Crato, e SA5, rio Salgadinho em Juazeiro do Norte, com águas mais comprometidas em todo período estudado. Em última análise, os achados deste estudo fortalecem a hipótese de que o método AHP oferece suporte aos IQA como instrumentos de validação paralela, principalmente por sua flexibilidade e capacidade de identificar áreas com maior grau de impacto na qualidade da água, de forma clara, robusta e com menor grau de subjetividade. Isso ressalta o potencial dessas ferramentas na tomada de decisões relacionadas à restauração e preservação desses recursos.

Palavras-Chave: qualidade da água; Nordeste brasileiro; métodos de tomada de decisão multicritério.

4.1 Introdução

A gestão dos recursos hídricos no Brasil segue os preceitos da Lei n.º 9.433 de 1997, que estabelece a bacia hidrográfica como a unidade de referência para planejamento. Na região nordeste, o Estado do Ceará tem estatuto sobre o assunto,

através da Lei n.º 14.844 de 2010, que trata da Política Estadual de Recursos Hídricos. A finalidade dessas normas é garantir a disponibilidade de água, em termos de qualidade e quantidade, tanto para os usuários atuais quanto para as gerações futuras.

Para alcançar tal propósito, a lei destaca a necessidade de proteger os recursos hídricos contra a poluição e a degradação. Essa salvaguarda é de extrema relevância e considera as diversas causas de comprometimento da qualidade das águas superficiais no Brasil. Como exemplos, pode-se destacar a descarga de efluentes domésticos e industriais, a disposição inadequada de resíduos sólidos e a supressão da vegetação que protege esses valiosos recursos, conforme apontado por Mello *et al.* (2020).

A partir do contexto acima, o monitoramento da qualidade da água assume papel central como ferramenta para planejamento e gestão (Branco *et al.*, 2019; Verma; Loganathan; Bhatt, 2022). Esse procedimento envolve programas de coletas de amostras, análise de parâmetros relevantes e registro de dados que abrangem as características físicas, químicas e biológicas das águas naturais (Maia; Silva; Libânio, 2019). O monitoramento funciona como um sensor, pois possibilita o acompanhamento do uso dos corpos d'água e seus impactos nas propriedades da água, fornecendo informações cruciais para orientar decisões relacionadas ao controle ambiental (Guedes *et al.*, 2012).

Os programas de monitoramento levam aos Índices de Qualidade da Água (IQA), que são as métricas mais utilizadas para traduzir e comunicar o monitoramento qualitativo da água (e.g., Muniz, 2019; Silva; Cunha; Lopes, 2019; Thomaz; Centeno; Cecconello, 2023). Essas ferramentas se destacam por permitir uma caracterização rápida e concisa da qualidade da água ao condensar uma ampla gama de parâmetros físicos, químicos e biológicos em um único número de fácil compreensão (Aljanabi *et al.*, 2021; Uddin; Nash; Olbert, 2021).

Contudo, é importante destacar que a maioria dos IQAs enfrenta limitações implícitas, pois a composição é restrita ao tipo e número de parâmetros (Almeida, 2007; Ncibi *et al.*, 2020), bem como a atribuição de pesos é pré-fixada (Banerjee; Ghose; Pradhan, 2018). Essas limitações podem levar a interpretações incompletas ou mesmo distorcidas em contextos locais ou regionais, uma vez que diferentes áreas geográficas podem enfrentar desafios específicos de poluição ou

ter características naturais distintas, que influenciam a qualidade da água.

É valioso então, que se disponha de instrumentos de validação paralela. Surgem em destaque os métodos de tomada de decisão multicritério (*Multi-Criteria Decision Making - MCDM*). São instrumentais que podem oferecer suporte aos IQA, pois os sistemas de MCDM são flexíveis e dinâmicos, capazes de lidar com uma ampla gama de variáveis de diferentes maneiras, e assim, oferecer assistência útil ao tomador de decisão no mapeamento de problemas (Abu-Taha, 2011).

Entre os diferentes aparatos de MCDM, o processo de análise hierárquica (*Analytic Hierarchy Process - AHP*) é importante ferramenta relacionada aos recursos hídricos em aplicações variadas (e.g., Pereira *et al.*, 2022; Miyabara; Schimidt; Fonseca, 2021; Kaur *et al.*, 2020). Esse método é utilizado para orientar a tomada de decisões complexas influenciadas por múltiplos critérios e informações qualitativas e quantitativas (Sousa, 2023; Zhang *et al.*, 2022). Por meio do AHP é possível selecionar variáveis pertinentes ao problema e estimar seus pesos, bem como estabelecer prioridades entre alternativas de seleção (Sutadian *et al.*, 2017). Essas características podem incorporar maior flexibilidade e adaptação na avaliação da qualidade da água. Paralelamente, são oportunas na identificação de áreas prioritárias para controle da poluição em uma bacia hidrográfica, sobretudo ao considerar que a disponibilidade de recursos financeiros pode ser um fator limitante na implementação dessas ações.

Diante do exposto, o presente estudo trata de avaliar a qualidade das águas superficiais em sistemas lóticos na bacia do Salgado, localizada no Estado do Ceará, Nordeste brasileiro. Em destaque, aborda-se o ordenamento dos pontos de monitoramento com auxílio de método multicritério, que de forma subjacente permite identificar pontos com maior comprometimento da qualidade. Isso pode orientar o processo de tomada de decisão envolvendo intervenções destinadas à restauração e à preservação do recurso hídrico. Sob a perspectiva metodológica, atenção é dada ao processo de análise hierárquica em três formatos: AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS.

4.2 Metodologia

4.2.1 Caracterização da área de estudo e dados utilizados

Para a pesquisa, foram considerados os pontos monitorados em ambientes lóticos localizados na sub-bacia hidrográfica do rio Salgado (SA), integrante da grande bacia hidrográfica do rio Jaguaribe. A sub-bacia do rio Salgado ocupa uma área de 12.739 km², tendo como drenagem principal o rio Salgado, com extensão de 308 km e abrangência de 23 municípios. Ao longo de seu percurso, reúne afluentes que se originam nas áreas elevadas nos limites do Ceará com Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte, incluindo os rios Batateiras, Granjeiro, riacho do Saco, riacho Lobo, rio Carás, riacho São José, rio Missão Velha, riacho dos Porcos, riacho do Cuncas, riacho Olho d'Água, riacho Rosário e riacho São Miguel (COGERH, 2008).

Segundo a classificação de Köppen, essa região apresenta dois padrões climáticos distintos: semiárido quente (BSh) e tropical com inverno seco (Aw). As temperaturas médias anuais rondam os 26°C, com taxas de evaporação total atingindo até 2244 mm/ano, enquanto as precipitações médias anuais variam entre 800 e 1200 mm. Os principais usos da água nessa sub-bacia envolvem abastecimento humano, dessedentação animal e irrigação, além de atividades como turismo, lazer, aquicultura e indústria (COGERH, 2022). A Figura 1 e Tabela 1 (ver item 3.2.1, Parte I), apresentadas anteriormente, apresentam a localização da sub-bacia hidrográfica do Salgado e os pontos de monitoramento utilizados neste estudo com maior detalhamento de informações.

A coleta e análise de amostras foi conduzida pela Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE), autarquia responsável pela supervisão da qualidade da água de rios no Ceará. O período de monitoramento compreendeu os anos de 2018 a 2022. Os parâmetros analíticos do monitoramento foram: temperatura do ar (T_{Ar}), temperatura da água (T_{H₂O}), pH, turbidez (TURB), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio padrão (DBO), nitrogênio amoniacal (NAM), fósforo total (P) e coliformes termotolerantes (CTT). A frequência de coleta de amostras foi trimestral, no período da manhã (entre 8 e 11h). Os procedimentos analíticos e de coleta seguiram as técnicas descritas em APHA (2005).

4.2.2 Abordagem

Inicialmente, para cada ponto de monitoramento apresentou-se um resumo descritivo dos achados (média e desvio padrão). A análise descritiva concentrou-se principalmente na comparação com os valores de referência estipulados para corpos de Água Doce, Classe 2, conforme Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n.º 357/2005. Adicionalmente, o IQA do tipo Bascarón foi utilizado tanto para caracterizar a qualidade da água.

Para a ordenação dos pontos quanto ao nível de comprometimento de qualidade por poluição utilizaram-se três métodos: AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS. Cada um dos quais possui particularidades em seu modo de avaliação. Ao final, as ordenações obtidas com métodos multicritério foram cotejadas com a ordenação gerada pelo o IQA tipo Bascarón.

4.2.2.1 AHP

Desenvolvido por Saaty (1977), é um dos métodos empregados para lidar com problemas de tomada de decisão (Al-Abadi; Kubaisi; Al-Ghanimy, 2018). O princípio básico do método consiste em decompor o problema de decisão como uma hierarquia, em que o objetivo está no topo, os critérios e subcritérios que afetam a decisão estão nos níveis intermediários e as alternativas estão na parte inferior. O decisor realiza uma série de comparações pareadas, e a melhor alternativa é determinada com base na classificação mais alta entre as alternativas (Abu Taha; Daim, 2013; Lima *et al.*, 2020). Uma síntese do método é descrita em Miyabara, Schimidt e Fonseca (2021).

As comparações pareadas são realizadas entre os elementos de um nível em relação ao nível imediatamente superior utilizando a Escala Fundamental de Saaty (Tabela 5). Os critérios são comparados de forma pareada, e à luz do objetivo, os julgamentos dessas comparações são apresentados na forma de uma matriz quadrada. A matriz de comparação é normalizada para obtenção do vetor prioridade, que representa a importância relativa dos critérios (pesos). Segundo Vargas (2010) o vetor prioridade pode ser extraído, de maneira aproximada, por meio da média aritmética em cada linha da matriz normalizada.

Tabela 5 - Escala Fundamental de Saaty

Intensidade de Importância	Definição	Explicação
1	Igual importância	Os dois critérios contribuem igualmente para os objetivos
3	Importância moderada	A experiência e o julgamento favorecem um critério levemente sobre outro
5	Mais importante	A experiência e o julgamento favorecem um critério fortemente em relação a outro
7	Muito mais importante	Um critério é fortemente favorecido em relação a outro e pode ser demonstrado na prática
9	Importância extrema	Um critério é favorecido em relação a outro com o mais alto grau de certeza
Valores intermediários	2, 4, 6 e 8	Quando se procuram condições de compromisso entre duas definições

Fonte: Saaty, 1994.

Analogamente, as alternativas são comparadas de acordo com os critérios para determinação das prioridades, que representam a preferência das alternativas em relação a cada critério. Alternativamente a essa comparação, segundo Saaty (2008), pode-se utilizar dados concretos das alternativas como forma de informação subjacente.

Após obter as prioridades dos critérios e das alternativas em cada critério, a integridade dos julgamentos é avaliada por meio do cálculo da Razão de Consistência (*RC*), que consiste no limite de viés de erro, e obtida pela equação (14). Em geral, uma razão de consistência $\leq 0,10$ é considerada aceitável. Valores mais elevados sugerem que os julgamentos podem ser pouco confiáveis, indicando a necessidade de revisão.

$$RC = IC/IR \quad (14)$$

Na formulação apresentada, o *IR* é o Índice de Consistência Randômico, que varia de acordo com a ordem (*n*) da matriz de comparação pareada. Os valores de *IR* são de 0,58; 0,90; 1,12; 1,24; 1,32; 1,41; 1,45 e 1,49, para valores de *n* de 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 e 10, respectivamente (Saaty, 1987). Já o Índice de Consistência (*IC*) é expresso conforme a equação (15), em que $\lambda_{m\acute{a}x}$ é o autovalor máximo da matriz, e pode ser calculado pela média aritmética da razão entre o autovalor e o correspondente no autovetor prioridade. O autovalor resulta do produto entre a matriz original de comparação pareada e o autovetor prioridade.

$$IC = (\lambda_{m\acute{a}x} - n)/(n - 1) \quad (15)$$

Uma vez verificada consistência dos julgamentos favorável, procede-se à obtenção das prioridades globais das alternativas. Para isso, se estabelece a matriz de decisão com as preferências das alternativas em cada critério e realiza-se a normalização. Logo essa matriz é ponderada utilizando o vetor prioridade dos critérios e o vetor global das alternativas é extraído pelo somatório em cada linha. Maiores pontuações indicam melhor posição das alternativas na ordenação referente ao objetivo.

4.2.2.2 AHP-Gaussiano

O método AHP-Gaussiano (AHP-G) é uma modificação apresentada por Santos, Costa e Gomes (2021). Nessa variação do método AHP, os pesos atribuídos aos critérios são determinados por meio da própria matriz de decisão e tem destaque para aplicações em problemas de ranqueamento, como visto em Lima *et al.* (2021) e Vale *et al.* (2022).

Na proposição do AHP-G os pesos são calculados com base nas informações quantitativas das alternativas para cada critério observado. Essa abordagem exclui a possibilidade de influência enviesada por parte dos decisores no processo de estabelecimento dos pesos dos critérios, baseando-se unicamente no desempenho de cada alternativa em relação às demais, dentro de cada critério (Pereira *et al.*, 2023).

O AHP-G possui estrutura algébrica similar ao princípio lógico da AHP. A distinção está na definição do fator gaussiano, que resulta da ponderação por coeficiente de variação das componentes da matriz normalizada (Carvalho *et al.*, 2022; Santos; Costa; Gomes, 2021). Inicia-se com a construção da matriz de decisão com os dados quantitativos dos critérios em cada alternativa. Posteriormente essa matriz é normalizada para permitir o cálculo da média (\bar{x}) e desvio padrão (σ) das alternativas em cada critério, os quais subsidiarão a obtenção do fator gaussiano (fG). As expressões que fornecem esses dados são descritas pelas equações (16), (17) e (18), respectivamente.

$$\mu = \frac{\sum_{i=1}^n x_i}{n} \quad (16)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^2}{n-1}} \quad (17)$$

$$fG = \sigma/\mu \quad (18)$$

Em seguida o fator gaussiano é normalizado obtendo os pesos dos critérios. Assim, a matriz de decisão é ponderada para obtenção das prioridades globais das alternativas e subsequente ordenação.

4.2.2.3 AHP-TOPSIS

O método híbrido AHP-TOPSIS consiste em utilizar o AHP para priorização dos critérios que serão utilizados na ponderação da matriz de decisão no método TOPSIS (*Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution*). O método TOPSIS foi desenvolvido por Hwang e Yoon (1981) e avalia o desempenho das alternativas utilizando a distância euclidiana como padrão de avaliação (Wang *et al.*, 2020). A melhor alternativa de seleção deve ser aquela que apresenta menor distância da solução ideal positiva e maior distância da solução ideal negativa (Momeni *et al.*, 2011).

Roszkowska e Wachowicz (2015) destacam que a solução ideal positiva representa a alternativa “mais preferida” pelo tomador de decisão, enquanto a solução ideal negativa é a solução “menos preferida”. A aplicação desse método pode ser descrita conforme apresentado em Karahalios (2017) e Tedesco, Oliveira e Trojan (2021).

Inicia-se com uma matriz de decisão, em que são definidos critérios e alternativas envolvidos no processo decisório. Em seguida essa matriz é normalizada por técnica vetorial, e posteriormente ponderada. Com o propósito de comparar as alternativas e estabelecer uma ordenação final, identificam-se as soluções ideais, tanto positivas (v_j^+) como negativas (v_j^-). Prosseguindo, calcula-se as distâncias euclidianas (S_i^+ e S_i^-) entre cada alternativa e as soluções ideais. Emprega-se, então,

o coeficiente de proximidade (C_i) para medir as duas distâncias. As distâncias euclidianas positiva e negativa são determinadas pelas equações (19) e (20). O coeficiente de proximidade ideal (C_i) é obtido conforme a equação (21).

$$S_i^+ = \sqrt{\sum_{j=1}^n (v_{ij} - v_j^+)^2} \quad (19)$$

$$S_i^- = \sqrt{\sum_{j=1}^n (v_{ij} - v_j^-)^2} \quad (20)$$

$$C_i = S_i^- / (S_i^+ + S_i^-) \quad (21)$$

De posse dos coeficientes de proximidade ideais para cada alternativa, é então, estabelecida a ordenação final. Maiores valores de C_i indicam melhor posição das alternativas na ordenação (Chang *et al.*, 2015).

4.2.3 Modelagem do problema

Para aplicação dos métodos AHP, AHP-G e AHP-TOPSIS, neste trabalho, o problema de decisão foi estruturado em três níveis, quais sejam, objetivo, critérios e alternativas. O objetivo consistiu em ordenar pontos da rede hidrográfica da bacia conforme o grau de comprometimento da qualidade da água. Os critérios e as alternativas foram representados por características (físico-químicas e microbiológica) das águas e pontos de monitoramento, respectivamente.

Os critérios selecionados foram fundamentados em sua importância para a qualidade e usos da água, sua frequência de menção em estudos que tratam de qualidade de águas superficiais, bem como sua disponibilidade nos registros do banco de dados providos pela SEMACE. Foram consideradas as variáveis: pH, TURB, CE, OD, DBO, NAM, P e CTT. Exceto para pH e OD, foi considerado o preceito de que quanto menores os valores, menor o grau de poluição.

Para o critério pH, considerou-se o emprego do valor absoluto da diferença (ΔpH) em relação ao pH neutro (7,0). Dessa forma, valores elevados de ΔpH indicam afastamento da neutralidade e, conseqüentemente, uma qualidade inferior da água.

No caso do OD, abordou-se com base na diferença absoluta entre o OD observado e o OD de saturação para a temperatura média das águas em cada ponto. Assim, quanto maior for essa diferença (ΔOD), maior o comprometimento da qualidade da água. Essa abordagem se justifica tendo em vista que, em corpos de água eutrofizados, caracterizados por um crescimento excessivo de algas, a interpretação dos valores absolutos de OD pode ocultar o grau de poluição da água. Nesse tipo de ambiente, as concentrações de OD podem ser superiores a 10 mg/L, durante o período diurno, devido a contribuição fotossintética, caracterizando uma situação de supersaturação. Entretanto, em geral o mais apropriado é que águas poluídas são aquelas que apresentam baixas concentrações de OD, devido à decomposição da matéria orgânica. Em contraste, águas limpas apresentam concentrações de OD elevadas, um pouco abaixo da concentração de saturação (CETESB, 2021). As referidas adaptações podem ser expressas pelas equações (22) e (23), respectivamente.

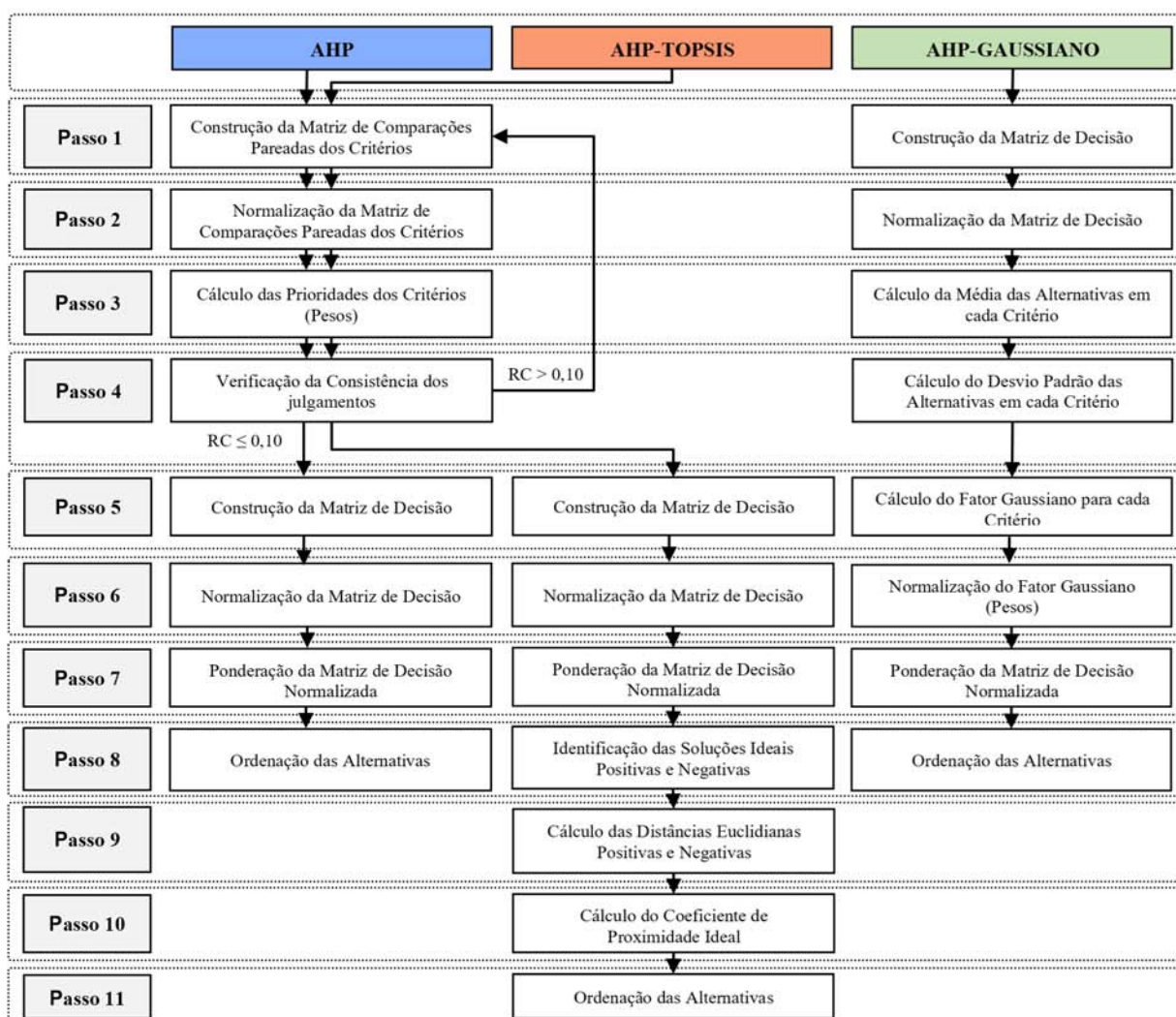
$$\Delta pH = |pH_{\text{observado}} - 7| \quad (22)$$

$$\Delta OD = |OD_{\text{observado}} - OD_{\text{saturação}}| \quad (23)$$

Essa abordagem permitiu avaliar todos os critérios como monotônicos de benefício, ou seja, quanto maior o valor numérico, maior a contribuição no posicionamento da alternativa na ordenação. Em outras palavras, quando maior a concentração dos parâmetros, maior o grau de comprometimento da qualidade da água.

Estabelecida a estruturação do problema decisão, aplicou-se os métodos (AHP, AHP-G e AHP-TOPSIS) seguindo os passos descritos no fluxograma apresentado na Figura 7. Foram considerados os ciclos anuais (período de 2018 a 2022), com base na média de cada critério.

Figura 7 - Fluxograma de aplicação dos métodos



Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Como pode ser observado no fluxograma ilustrado acima, uma das etapas de aplicação dos métodos é a ponderação dos critérios, ou seja, obtenção dos pesos das variáveis utilizadas na análise. Segundo Alrababah e Gan (2023), os pesos dos critérios influenciam consideravelmente a ordenação final das alternativas de decisão. A Tabela 6 apresenta os pesos gerados por cada um dos métodos MCDM. Os pesos obtidos por meio do AHP foram adequados com $RC \cong 3,0\%$, obedecendo o critério de aceitação. Outrossim, para esse método, os julgamentos pareados foram realizados apenas uma vez, dado o seu caráter subjetivo e, por isso, são iguais em todos os anos. Por outro lado, os pesos gerados pelo AHP-G variaram ao longo dos anos, em razão do seu procedimento analítico objetivo.

Tabela 6 - Pesos dos critérios obtidos pelos métodos MCDM

Variável	AHP	AHP-G	AHP	AHP-G	AHP	AHP-G	AHP	AHP-G	AHP	AHP-G
	2018		2019		2020		2021		2022	
pH	0,050	0,048	0,050	0,042	0,050	0,066	0,050	0,088	0,050	0,049
TURB	0,034	0,073	0,034	0,118	0,034	0,181	0,034	0,096	0,034	0,089
CE	0,024	0,062	0,024	0,044	0,024	0,062	0,024	0,053	0,024	0,057
OD	0,290	0,115	0,290	0,106	0,290	0,106	0,290	0,124	0,290	0,104
DBO	0,185	0,152	0,185	0,099	0,185	0,099	0,185	0,112	0,185	0,091
CTT	0,235	0,142	0,235	0,204	0,235	0,160	0,235	0,225	0,235	0,269
NAM	0,108	0,234	0,108	0,264	0,108	0,230	0,108	0,227	0,108	0,209
P	0,074	0,174	0,074	0,122	0,074	0,096	0,074	0,074	0,074	0,133

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Por fim, os achados obtidos com métodos multicritério foram cotejados com resultados obtidos com o IQA tipo Bascarón. Esse tipo de IQA tem a vantagem de associar valores intervalares um escore normalizador. O cômputo do índice é dado por meio da equação (24) (Lopes *et al.*, 2021; Lee *et al.*, 2022) e seguiu a adaptação apresentada na Tabela 7 para os pesos (1-4) e fatores de normalização (0-100) dos parâmetros. Tal confronto tratou de verificar a coerência e comparabilidade do ordenamento obtido através de MCDM.

$$IQA = \frac{\sum_{i=1}^n C_i * P_i}{\sum_{i=1}^n P_i} \quad (24)$$

Em que n representa o número total de parâmetros, C_i é o valor atribuído ao parâmetro i após a normalização e P_i é o peso do parâmetro.

Os valores do índice variam de 0 a 100, sendo associados às escalas: muito ruim (0-25), ruim (26-50), mediana (51-70), boa (71-90) e excelente (91-100) (Lopes *et al.*, 2021; Lee *et al.*, 2022).

Tabela 7 - Parâmetros, pesos e fatores de normalização para cálculo do IQA tipo Bascarón

Escore (C_i)	pH (-)	TURB (NTU)	CE ($\mu\text{S/cm}$)	ΔOD^a (mg/L)	DBO (mg/L)	CTT (NMP/100mL)	NAM (mg N/L)	P (mg P/L)
	$P_i = 2$	$P_i = 1$	$P_i = 1$	$P_i = 4$	$P_i = 3$	$P_i = 4$	$P_i = 3$	$P_i = 2$
100	7,0	≤ 15	≤ 600	$\leq 0,5$	$\leq 0,5$	≤ 25	$\leq 1,0$	$\leq 0,025$
90	6,9 - 7,5	< 18	< 700	$< 1,0$	$< 2,0$	< 250	$< 2,0$	$< 0,050$
80	6,7 - 7,8	< 20	< 850	$< 1,4$	$< 3,0$	< 500	$< 2,5$	$< 0,065$
70	6,5 - 8,3	< 50	< 1000	$< 1,8$	$< 4,0$	< 750	$< 3,0$	$< 0,085$
60	6,2 - 8,7	< 100	< 1250	$< 2,2$	$< 5,0$	< 1000	$< 3,7$	$< 0,100$
50	5,8 - 9,0	< 130	< 1500	$< 2,6$	$< 6,0$	< 1500	$< 4,0$	$< 0,130$
40	5,5 - 9,5	< 180	< 2000	$< 3,1$	$< 8,0$	< 2000	$< 4,5$	$< 0,150$
30	5,0 - 10,0	< 230	< 2500	$< 3,6$	$< 10,0$	< 2500	$< 5,0$	$< 0,200$
20	4,5 - 10,5	< 280	< 3000	$< 4,1$	$< 12,0$	< 3500	$< 5,5$	$< 0,250$
10	4,0 - 11,5	≤ 350	≤ 3500	$\leq 4,5$	$\leq 15,0$	≤ 5000	$\leq 6,0$	$\leq 0,300$
0	$< 4,0$ - $> 11,5$	> 350	> 3500	$> 4,5$	$> 15,0$	> 5000	$> 6,0$	$> 0,300$

^a Diferença absoluta entre o OD observado e o OD de saturação.

Fonte: adaptado de Pesce e Wunderlin (2000); Debels *et al.* (2005); Massoud *et al.* (2012); Lopes *et al.* (2021); Cicilinski; Virgens Filho (2020); Cicilinski; Virgens Filho; Tsukahara (2021); Ismail, Robescu (2019) e Lee *et al.* (2022).

4.3 Resultados e Discussão

4.3.1 Caracterização da Qualidade da Água

As temperaturas médias das amostras de água (TH₂O) variaram de 25,4 a 30,7° C. No caso da temperatura do ar (TAr) o intervalo de valores médios foi de 24,7 a 29,7° C. Os valores térmicos foram reduzindo dos pontos mais baixos para os mais elevados ($r = -0,926$ e $-0,964$ para amostras de água e ar, respectivamente, em relação à altitude).

A Tabela 8 apresenta um resumo descritivo (média e desvio padrão) dos parâmetros de qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Salgado, considerando todo o período de monitoramento (2018 a 2022). Também são apresentados os padrões de enquadramento definidos pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) n.º 357/2005 para corpos de Água Doce, Classe 2, para efeito de comparação.

Tabela 8 - Resumo descritivo dos parâmetros e padrões de qualidade para corpos de Água Doce Classe 2, conforme Resolução do CONAMA n.º 357/2005

Ponto	pH (-)	TURB (UNT)	CE (μ S/cm)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	NAM (mg N/L)	P (mg P/L)	CTT (NMP/100ml)
SA1	8,2 (0,7)	26 (45)	361 (136)	8,2 (1,5)	3,7 (3,2)	0,4 (0,2)	0,2 (0,2)	1,9E+3 (5,5E+3)
SA2	8,1 (0,8)	41 (74)	299 (94)	7,0 (2,2)	5,5 (6,3)	0,5 (0,6)	0,3 (0,3)	5,6E+3 (9,3E+3)
SA3	7,9 (0,5)	34 (54)	418 (175)	7,2 (3,5)	6,1 (5,3)	0,4 (0,3)	0,2 (0,2)	2,3E+3 (5,5E+3)
SA4	7,9 (0,4)	54 (63)	400 (213)	7,0 (1,4)	2,8 (1,7)	0,5 (0,5)	0,2 (0,1)	2,8E+3 (6,4E+3)
SA5	7,5 (0,3)	12 (11)	635 (173)	2,3 (1,1)	22,0 (19,9)	8,5 (8,0)	1,4 (2,2)	9,9E+3 (1,1E+4)
SA6	7,5 (0,3)	19 (18)	626 (156)	3,2 (1,4)	22,2 (19,0)	18,9 (15,8)	2,0 (2,8)	2,1E+4 (8,8E+3)
SA7	5,5 (0,7)	1 (1)	112 (159)	6,7 (0,5)	2,7 (2,2)	0,1 (0,1)	0,1 (0,1)	1,4E+1 (9,0E+0)
SA8	7,5 (0,3)	47 (18)	335 (74)	5,1 (1,5)	7,2 (5,0)	0,8 (0,3)	0,4 (0,3)	1,8E+3 (2,3E+3)
SA9	7,9 (0,6)	52 (72)	354 (95)	7,2 (2,4)	5,7 (4,2)	0,6 (0,7)	0,3 (0,3)	1,4E+2 (2,3E+2)
<i>Padrão</i>	6,0 - 9,0	≤ 100	-	$\geq 5,0$	$\leq 5,0$	$\leq 3,7^a$; $2,0^b$; $1,0^c$	$\leq 0,1$	$\leq 1,0E+3$

^a pH $\leq 7,5$; ^b $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; ^c $8 < \text{pH} \leq 8,5$.

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Entre os pontos de monitoramento os resultados médios mostram maior grau não conformidade em relação aos parâmetros P, CTT e DBO, respectivamente. No caso do fósforo total, apenas o ponto SA7 apresentou qualidade em conformidade com a norma CONAMA. Com o parâmetro CTT, somente os pontos SA7 e SA9 atenderam os limites de referência. Em relação à DBO, os pontos SA1, SA4 e SA7 formam os únicos que estiveram em conformidade.

Paralelamente, os parâmetros TURB e pH, respectivamente, apresentaram os melhores resultados no presente estudo. A TURB se manteve abaixo do limite em todos os pontos, enquanto o pH esteve não conforme somente no ponto SA7. Na sequência, sobressaíram-se os parâmetros OD e NAM que não atenderam o padrão de enquadramento apenas nos pontos SA5 e SA6.

A resolução CONAMA não estipula valores para a condutividade elétrica, apesar de sugerir degradação da qualidade, conforme aponta CETESB (2021). Também, há que se considerar o caráter hidroquímico da água.

Sob a perspectiva espacial, os pontos SA5 (rio Salgadinho, Juazeiro do Norte) e SA6 (rio Salgadinho, Crato) apresentaram maior quantidade de parâmetros com valores médios em desconformidade com os padrões (OD, DBO, NAM, P e CTT), ao passo que o ponto SA7 (nascente do rio Batateiras, Crato) foi o que se destacou com melhor qualidade. Nesse ponto, exceto pelo pH, todos os parâmetros atenderam os limites de referência. Os pontos de monitoramento e o número de parâmetros não conformes, com base na média, resultou na seguinte sequência com os respectivos parâmetros: SA5 e SA6 (OD, DBO, NAM, P e CTT), SA2, SA3 e SA8 (DBO, P e CTT), SA1, SA4 (P e CTT) e SA9 (DBO e P) e por fim SA7 (pH).

A Figura 8 mostra a variação anual dos valores do IQA tipo Bascarón nos pontos estudados.

Figura 8 - Variação do IQA médio anual nos pontos de estudo na bacia do Salgado

SA1	66	74	67	78	78
SA2	56	64	65	75	85
SA3	67	64	65	70	82
SA4	69	78	70	74	76
SA5	20	28	31	46	44
SA6	21	28	53	22	35
SA7	79	84	85	84	86
SA8	65	64	54	57	59
SA9	73	69	60	73	74
	2018	2019	2020	2021	2022

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Considerando a escala espaço-temporal, a qualidade da água na bacia estudada variou entre Muito Ruim a Boa, segundo classificação do IQA tipo Bascarón. Predominantemente, os pontos (SA1, SA2, SA3, SA4, SA7, SA8 e SA9) foram categorizados entre as classes Mediana a Boa. Em destaque, o ponto SA8, associado ao riacho dos porcos em Milagres, se manteve consistentemente, ao longo dos anos, na classe mediana. Paralelamente, o ponto SA7, que representa a nascente do rio batateiras em Crato, em todos os anos, apresentou qualidade da água classificada como Boa, se sobressaindo por apresentar a melhor qualidade entre todos os pontos.

Em contraposição, os pontos SA5 e SA6, associados ao rio Salgadinho em Juazeiro do Norte e Crato, respectivamente, registraram, predominantemente, classificações variando entre Muito Ruim e Ruim. Tais resultados convergem com as

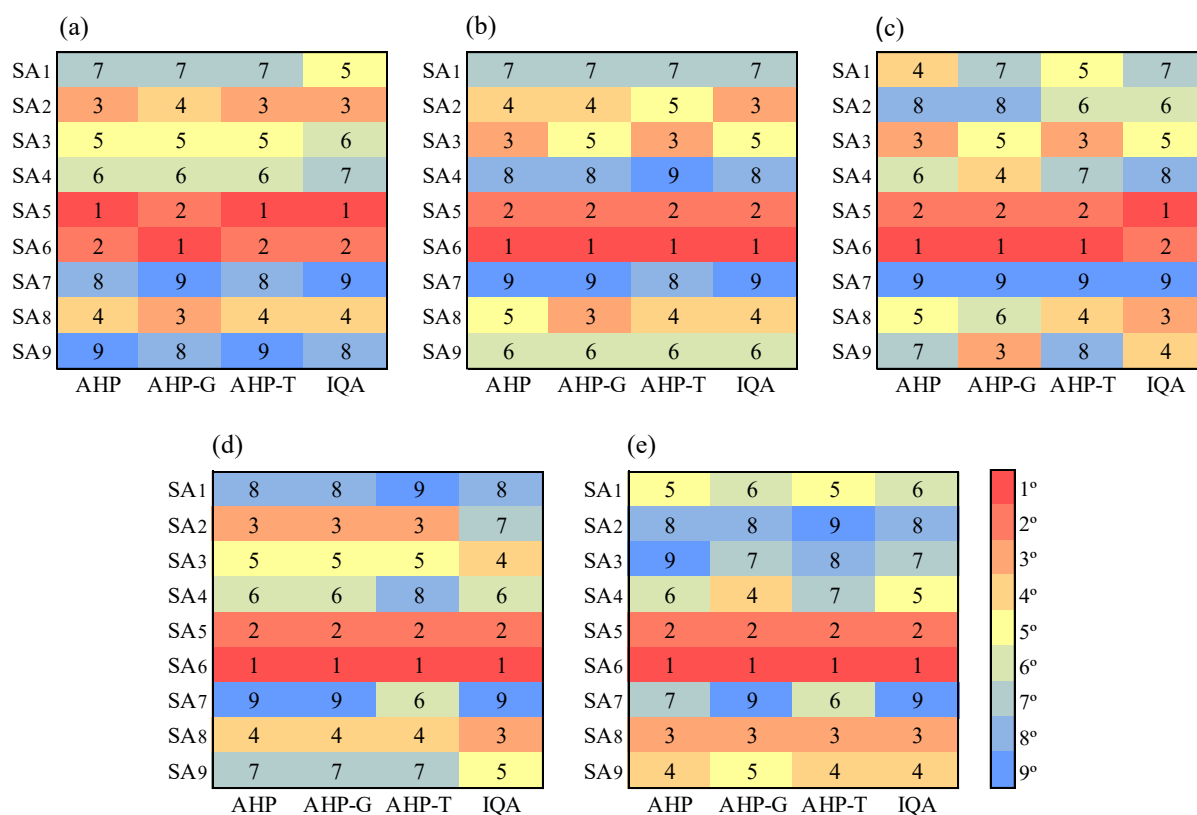
principais conclusões derivadas da aplicação do IQA do Conselho Canadense de Ministros de Meio Ambiente e do Índice de Poluição de Nemerow (ver item 3.3.2, Parte I).

A deterioração da qualidade da água nos pontos SA5 e SA6 pode ser contextualizada ao se considerar o histórico de uso e ocupação do solo nessa região. Sob essa ótica, merece destaque o estudo conduzido por Fontenele *et al.* (2011), que identificou a presença de despejos de efluente doméstico bruto, áreas agrícolas e rio tributário poluído, em relação ao rio salgadinho em Crato. Em Juazeiro do Norte, os autores identificaram áreas agrícolas, despejos de efluente de matadouro e de efluente doméstico.

Além disso, é de conhecimento público, o estado de poluição do rio Granjeiro em Crato, o qual percorre a área urbana da cidade de Crato de maneira canalizada antes de desaguar no rio Salgadinho. Os problemas ambientais sofridos por esse tributário foram relatos por Lima Neto *et al.* (2008). A exemplo, pode-se mencionar a presença de ocupação irregular e desmatamento nas áreas de preservação permanente nas proximidades da encosta da Chapada, impermeabilização nos interflúvios e da base do rio na zona urbana, além do lançamento de esgotos e disposição inadequada de resíduos sólidos dentro do canal, contribuindo pra poluição visual e hídrica.

4.3.2 Ordenação

A aplicação dos métodos AHP, AHP-G e AHP-TOPSIS e consequente ordenação estão contidas na Figura 9. Ordenaram-se as alternativas de acordo com o grau de comprometimento da qualidade da água, fundamentado na premissa de que é crucial priorizar intervenções de recuperação e preservação nas áreas em que a qualidade da água é mais comprometida. Assim, tem-se na figura a distribuição conjunta de resultados para os métodos MCDM, bem como do IQA, para efeito de comparação, considerando os ciclos anuais.

Figura 9 - Ordenações das alternativas: (a) 2018, (b) 2019, (c) 2020, (d) 2021 e (e) 2022

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Ao avaliar de forma comparativa, os resultados das ordenações ao longo dos anos, tanto por meio dos métodos MCDM como do IQA, é possível verificar variações nas posições dos pontos. Contudo, tais alterações ocorreram, na maior parte dos casos, entre duas ou três posições, o que demonstra similaridade dos resultados dos métodos. Também, essa diferença é consequência natural dos processos analíticos de cada método. Tais discrepâncias ainda são observadas quando se utilizam o IQA de forma comparativa, como apontado por Kachroud *et al.* (2019). Há que se ressaltar, porém, que o cômputo do IQA possui alguma subjetividade em sua formulação, quando comparado aos métodos MCDM, como por exemplo a geração de subíndices para normalização dos parâmetros. Certamente, isso influenciou as maiores diferenças encontradas.

De modo geral, é possível notar, a partir da Figura 10, que os pontos SA5 e SA6 se mantiveram, ao longo dos anos, nas duas primeiras posições de maior comprometimento da qualidade da água, tanto pelos métodos MCDM como pelo IQA.

Esses resultados foram ao encontro das premissas das hipóteses, haja vista que esses pontos se destacaram com a maior quantidade de parâmetros com valores médios em desconformidade com os padrões de enquadramento, além de piores classificações segundo IQA tipo Bascarón.

De forma oposta, houve tendência no posicionamento do ponto SA7 nas últimas colocações, representando água de melhor qualidade. Essa tendência se revelou coerente com as expectativas, uma vez que esse ponto se sobressaiu com maior número de parâmetros com valores médios em conformidade com o enquadramento e melhores classificações de acordo com IQA tipo Bascarón. Contudo, observa-se uma ascensão dessa alternativa no posicionamento ao longo do tempo para alguns métodos, destacando-se outros pontos nesse quesito, como SA1 em 2021 e SA2 e SA3 em 2022.

Ao se considerar a variação anual, a partir de 2018, houve maior similaridade entre as ordenações por AHP e AHP-TOPSIS, com as posições coincidentes. Destaca-se, nesse consenso, os pontos SA5 (1º lugar) e SA6 (2º lugar) como de maior comprometimento da água, e SA9 (9º lugar) e SA7 (8º lugar) indicados como de melhor qualidade da água. Isso foi devido à ponderação pelo vetor de priorização da AHP que foi aplicado no TOPSIS.

Em relação ao método AHP-G, essas alternativas inverteram-se nas primeiras e últimas posições, respectivamente. Nesse caso, o efeito da ponderação resultou da própria informação e variabilidade da informação normalizada. Comparativamente ao IQA, os resultados mostraram maior semelhança com o AHP e AHP-TOPSIS, apresentando as quatro primeiras posições iguais. Além disso, as duas últimas posições do IQA foram aproximadas aos dos métodos MCDM citados, com os pontos SA7 e SA9 se alternando nessas posições.

Em contraposição, em 2019, os métodos AHP e AHP-G demonstraram maior similaridade entre as ordenações MCDM, com sete posições iguais, destacando-se a inversão apenas nas posições três e cinco, com as alternativas SA3 e SA8. Nesse ano houve convergência das duas alternativas de pior qualidade da água, pontos SA6 e SA5, na devida ordem, para todos os métodos, incluindo o IQA. Outrossim, a ordenação do IQA foi semelhante ao dos métodos MCDM, com maior aproximação do AHP-G, com sete posições concordantes, as duas primeiras (SA6 e SA5) e as cinco últimas (SA3, SA9, SA1, SA4 e SA7). Adicionalmente, há que se

apontar, por fim, a inversão dos pontos SA4 e SA7, entre os métodos AHP, AHP-G e IQA com AHP-TOPSIS, nas duas últimas posições, representando os pontos de melhor qualidade da água.

Em 2020, as três ordenações MCDM conduziram ao mesmo resultado para as duas primeiras posições, indicando as alternativas SA6 e SA5 com águas mais comprometidas, e última posição, indicando a alternativa SA7 com águas de melhor qualidade. Os métodos AHP e AHP-TOPSIS apresentaram maior similaridade nas ordenações, com quatro posições análogas, a primeira (SA6), segunda (SA5), terceira (SA3) e a última (SA7). O confronto das ordenações MCDM com o IQA indicam maior convergência com o AHP-G, com três posições iguais, a quinta (SA3), sétima (SA1) e nona (SA7), sendo esta última consenso em todos os métodos. Ademais, as duas primeiras posições do IQA foram aproximadas ao do AHP e AHP-TOPSIS, só que, inversamente a esses, o ponto SA5 se posicionou em primeiro e o SA6 em segundo.

Semelhante ao ano de 2019, em 2021, as ordenações dos métodos AHP e AHP-G tiveram maior semelhança, com a diferença de que, neste ano, todas as posições foram concordantes. Para mais, considerando, simultaneamente, os três métodos MCDM, as cinco primeiras posições foram iguais, com as alternativas SA6, SA5, SA2, SA8 e SA3, respectivamente. Ao cotejar as ordenações do IQA com os dos três métodos MCDM, os resultados conduziram a mesma ordenação nas duas primeiras posições, pontos de qualidade mais afetada, indicando as alternativas SA6, SA5, respectivamente. Paralelamente, as duas últimas posições para o IQA, pontos de melhor qualidade, foram equivalentes aos dos métodos AHP e AHP-G, com os pontos SA1 (8º lugar) e SA7 (9º lugar).

O último ano, 2022, os métodos MCDM elencaram, concomitantemente, nas primeiras posições, as alternativas SA6, SA5 e SA8, respectivamente. Esses resultados foram iguais aos apresentados pelo o IQA nas três primeiras posições. Contudo, o IQA indicou maior similaridade aos resultados do AHP-G, com todas as posições similares, exceto a quarta e quinta, em que as alternativas SA4 e SA9 se inverteram. Ademais, entre os métodos MCDM, as ordenações de maior semelhança foram obtidas pelos métodos AHP e AHP-TOPSIS, com as cinco primeiras posições análogas. Como posição final, esses dois métodos, apontaram as alternativas SA2 e SA3, de forma alternada, com águas de melhor qualidade, ao passo que os métodos AHP-G e IQA, apontaram a alternativa SA7 nessa posição.

Em síntese ao que se discutiu sobre as semelhanças das ordenações dos pontos de monitoramento quanto ao nível de comprometimento por poluição, a Tabela 9 apresenta os percentuais de similaridade das posições das alternativas elencadas pelos métodos analisados (MCDM e IQA).

Tabela 9 - Percentuais de similaridade nas ordenações

	2018	2019	2020	2021	2022
AHP x AHP-G (%)	33,3	77,8	33,3	100,0	33,3
AHP x AHP-T (%)	100,0	55,6	44,4	66,7	55,6
AHP x IQA (%)	44,4	66,7	11,1	55,6	55,6
AHP-G x AHP-T (%)	33,3	44,4	33,3	66,7	33,3
AHP-G x IQA (%)	22,2	77,8	33,3	55,6	77,8
AHP-T x IQA (%)	44,4	55,6	22,2	22,2	44,4

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Ao se considerar as variações dos pesos dos critérios e os diferentes processos de análise envolvidos em cada método MCDM (AHP, AHP-G e AHP-TOPSIS), os resultados se mostraram consistentes, principalmente ao identificar os pontos prioritários, os que exibiram maior comprometimento da qualidade da água, ratificado pelo IQA, e reforçando a confiabilidade da avaliação realizada.

Em uma decisão racional a partir do período de monitoramento mais atual (2022), quando considerados os critérios pH, TURB, CE, DBO, OD, NAM, P e CTT, e apoiando-se na tomada de decisão multicritério, a área que prioritariamente necessita de intervenções de recuperação e proteção, é relativa ao ponto SA6, rio Salgadinho, em Crato-CE. Não obstante, o ponto SA5, rio Salgadinho em Juazeiro do Norte-CE, ocupou a segunda posição, indicando que esse curso d'água encontra comprometido nessa região.

4.4 Conclusões

Os métodos multicritério, em destaque o processo de análise hierárquica em três variações (AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS), podem ser utilizados com êxito como ferramenta auxiliar na avaliação da qualidade da água. A utilização desses métodos revelou como resultados uma ordenação dos pontos de monitoramento de acordo com o grau de comprometimento da qualidade da água. As ordenações geradas por cada um dos métodos multicritério demonstraram consistência e concordância, mesmo diante das variações nos pesos dos critérios e de suas

abordagens analíticas diversas. Essa consistência foi respaldada pelas semelhanças encontradas na ordenação através do Índice de Qualidade da Água (IQA) tipo Bascarón.

Os achados fortalecem a hipótese de que essas ferramentas agregam suporte aos IQAs, como instrumentos de validação paralela, sobretudo, por serem flexíveis e identificarem áreas com maior grau de impacto na qualidade da água. Esses resultados possuem implicações importantes para o campo de gestão de recursos hídricos, demonstrando potencial para orientar a tomada de decisões relacionadas à restauração e preservação dos recursos hídricos, fornecendo informações essenciais, de forma clara, robusta e com menor grau de subjetividade.

Os procedimentos necessários aos cálculos dos métodos AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS são inteligíveis e acessíveis. Entretanto, a definição dos pesos dos critérios pelo método AHP, destaca a margem de inconsistência (até 10%). Em comparação, o método AHP-Gaussiano mostrou maior praticidade e menor subjetividade na obtenção dos pesos.

Por fim, a combinação dos métodos AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS enriqueceu significativamente a compreensão da qualidade da água na área estudada. A abordagem conjunta fortaleceu a fundamentação da avaliação, ressaltando as alternativas com maior grau de impacto na qualidade da água de forma consonante e com maior clareza e convicção. Ademais, a flexibilidade dos métodos demonstra a possibilidade de uma gama de avaliações em diversas perspectivas e que podem contribuir substancialmente na gestão de recursos hídricos.

Como sugestão para contribuições futuras, propõe-se a utilização de métodos multicritérios, incluindo o método AHP-Gaussiano, na ponderação de variáveis usadas em IQA.

5 CONCLUSÃO GERAL

Diante das limitações intrínsecas dos Índices de Qualidade da Água (IQA) e a busca por ferramentas que agreguem suporte na interpretação do grande volume de dados gerados pelos programas de monitoramento da qualidade da água, esse trabalho empregou diversas ferramentas para analisar a qualidade da água da bacia hidrográfica do Salgado, localizada no estado do Ceará, Brasil. Dividido em dois estudos, foram empregados índices de qualidade e poluição da água, bem como métodos multicritérios.

O primeiro estudo (Parte I) teve como objetivo avaliar a qualidade das águas superficiais, na área de estudo, explorando, comparativamente, o IQA do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (*Canadian Council of Ministers of the Environment - CCME*) e o Índice de Poluição de Nemerow (*Nemerow's Pollution Index - NPI*). Os resultados mostraram que os dois índices possuem correlação forte com tendências de variação semelhantes. Outrossim, o NPI demonstrou ser mais sensível e restritivo que o IQA CCME, além de enfatizar o efeito de poluentes de maior concentração.

A partir desses índices foi possível caracterizar o estado da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do Salgado, considerando a variação espaço-temporal. Assim as águas foram categorizadas em classes que variaram entre “Ligeiramente Poluído” a “Fortemente Poluído” de acordo com NPI, e entre “Bom” e “Ruim”, segundo IQA CCME, entre 2018 e 2022.

Nesse período, os pontos SA5 (rio Salgadinho em Juazeiro do Norte) e SA6 (rio Salgadinho, em Crato) apresentaram maior comprometimento da qualidade da água. Na maioria dos anos esses pontos foram classificados como “Fortemente Poluído” (NPI) e “Ruim” (IQA CCME), indicando que esses locais estavam mais antropizados quando comparado aos demais pontos. A análise de *cluster* realizada para os dois índices reforçou as semelhanças na qualidade da água desses pontos, em detrimento dos demais.

O segundo estudo (Parte II) teve como objetivo avaliar a qualidade das águas superficiais, na área de estudo, abordando o ordenamento dos pontos de monitoramento conforme intensidade de poluição. Sob a perspectiva metodológica,

isso foi realizado com auxílio de métodos de tomada de decisão multicritério (*Multi-Criteria Decision Making - MCDM*), especificamente o processo de análise hierárquica (*Analytic Hierarchy Process - AHP*) em três variações: AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS. As ordenações geradas pelos métodos multicritérios apresentaram consistência e semelhanças, apesar de suas abordagens analíticas diversas. Essa consistência foi respaldada pelas similaridades encontradas na ordenação obtida pelo IQA tipo Bascarón.

De forma semelhante aos resultados obtidos no primeiro estudo, com o IQA CCME e o NPI, as ordenações com métodos MCDM (AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS), indicaram os pontos SA6 (rio Salgadinho, em Crato) e SA5 (rio Salgadinho em Juazeiro do Norte), com águas mais comprometidas. No período estudado, esses pontos ocuparam as duas primeiras posições no ordenamento.

Para concluir, os dois estudos apresentados nesta dissertação contribuíram para caracterizar a qualidade da água na bacia estudada, resultando em um diagnóstico multifacetado da qualidade da água na bacia hidrográfica estudada, a partir de perspectivas metodológicas diferentes, as quais se confirmaram úteis e podem ser facilmente replicadas.

Assim, o IQA CCME, o NPI e os métodos MCDM (AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS) demonstraram ser importantes instrumentos auxiliares na compreensão da qualidade da água.

O IQA CCME e o NPI com destaque na análise de conformidades a padrões de qualidade, recomendando-se a utilização do IQA CCME para os programas de monitoramento da qualidade da água realizados regularmente, e o NPI, com cautela, para investigações aprofundadas sobre áreas poluídas, como recurso auxiliar de fiscalizações e perícias em investigações de crimes ambientais.

Já os métodos multicritérios (AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS) destacam-se como instrumentais flexíveis na identificação de áreas com maior grau de impacto na qualidade da água, fornecendo informações, de forma clara, robusta e com menor grau de subjetividade. Portanto, são essenciais para orientar a tomada de decisões relacionadas à restauração e preservação dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

- ABU-TAHA, R. **Multi-criteria applications in renewable energy analysis: A literature review**. Proceedings of PICMET'11: Technology Management in the Energy Smart World (PICMET), p. 1-8, 2011.
- ABU-TAHA, R.; DAIM, T. Multi-Criteria Applications in Renewable Energy Analysis, a Literature Review. In: **Daim, T., et al., Eds., Research and Technology Management in the Electricity Industry, Green Energy and Technology, Springer-Verlag, London**, p.17–30, 2013. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4471-5097-8_2
- AKHTAR, N. *et al.* Various natural and anthropogenic factors responsible for water quality degradation: A review. **Water**, v. 13, n. 19, p. 2660, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13192660>
- AL-ABADI, A. M.; AL-KUBAISI, Q. Y.; AL-GHANIMY, M. A. Mapping groundwater zones contaminated by hydrocarbons in the Dammam aquifer in the Karbala–Najaf plateau, Iraq. **Environmental Earth Sciences**, v. 77, p. 1-18, 2018. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7827-2>
- AL-BAHATHY, I. A. A. *et al.* Application of the Water Quality and Water Pollution Indexes for Assessing Changes in Water Quality of the Tigris River in the South Part of Iraq. **Ecological Engineering & Environmental Technology**, v. 24, n. 5, p. 177-184, 2023. <https://doi.org/10.12912/27197050/165901>
- ALBUQUERQUE, T. N.; FREIRE, L. L. ÍNDICE DE QUALIDADE DAS ÁGUAS E VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS: UM ESTUDO DE CASO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO SALGADO. **Ciência e Sustentabilidade**, v. 6, n. 1, 2022. <https://doi.org/10.56837/ces.v6i1.506>
- ALEXAKIS, D. E. Applying Factor Analysis and the CCME Water Quality Index for Assessing Groundwater Quality of an Aegean Island (Rhodes, Greece). **Geosciences**, v. 12, n. 10, p. 384, 2022. <https://doi.org/10.3390/geosciences12100384>
- AL-HAMDANI, A. S. A.; KAPLAN, A. Y. H.; AL-SAFFAWI, A. Y. T. Assessment of groundwater quality using CCME water quality index in Caracosh district, northeastern of Mosul city, Iraq. In: **Journal of Physics: Conference Series**. IOP Publishing, 2021. p. 012028. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1999/1/012028>
- AL-JANABI, Z. Z. *et al.* Assessment of water quality of Tigris River by using water quality index (CCME WQI). **Al-Nahrain Journal of Science**, v. 15, n. 1, p. 119-126, 2012.
- ALJANABI, Z. Z.; AL-OBAIDY, A.H.M. J.; HASSAN, F. M. A brief review of water quality indices and their applications. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2021. p. 012088. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/779/1/012088>

ALMEIDA, R. A. S. Índice de qualidade de uso da água subterrânea (e-iquas): Uma proposta de modelagem numérica flexível para uso em portal de software público. *Águas Subterrâneas*, v. 21, n. 1, 2007.

AL-OBAIDY, A. H. M. J; KHALAF, S. M.; HASSAN, F. M. Application of CCME Index to Assess the Water Quality of Tigris River within Baghdad City, Iraq. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2022. p. 012004. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1088/1/012004>

AL-OTHTMAN, A.A. Evaluation of the suitability of surface water from Riyadh Mainstream Saudi Arabia for a variety of uses. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 12, n. 8, p. 2104-2110, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2015.01.001>

ALRABABAH, S.A.A.; GAN, K.H. Effects of the Hybrid CRITIC–VIKOR Method on Product Aspect Ranking in Customer Reviews. **Applied Sciences**, v. 13, n. 16, p. 9176, 2023. <https://doi.org/10.3390/app13169176>

ANDRADE, A. P. *et al.* New Water and Biotic Quality Assessment Indices for a tropical reservoir based on fuzzy logic. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, 2020. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2597>

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, 2005.

BANERJEE, P.; GHOSE, M. K.; PRADHAN, R. AHP-based spatial analysis of water quality impact assessment due to change in vehicular traffic caused by highway broadening in Sikkim Himalaya. **Applied Water Science**, v. 8, n. 2, p. 72, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0699-5>

BRAGA, E. S. *et al.* Avaliação da qualidade de águas subterrâneas localizadas no litoral, serra e sertão do Estado do Ceará destinadas ao consumo humano. *Revista Águas Subterrâneas*, v. 32, p. 17-24, 2018. <https://doi.org/10.14295/ras.v32i1.28969>

BRANCO, C. W. C. *et al.* New lake in a changing world: the construction and filling of a small hydropower reservoir in the tropics (Rio de Janeiro, Brazil). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 36007-36022, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06665-y>

BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Recursos Hídricos regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, DF: **Diário Oficial da União**, n. 6, Seção 1, p. 470, 9 de janeiro de 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Conama nº 357, 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras

providências. Brasília, DF: **Diário Oficial da União**, n. 53, Seção 1, p. 58, 18 de março de 2005.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**; CCME Water Quality Index User's Manual: Winnipeg, MB, Canada, 2001.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life**; CCME Water Quality Index User's Manual: Winnipeg, MB, CARVALHO Canada, 2017.

CARVALHO, A. P. *et al.* Determinação espacial e temporal do IQA do açude Soledade em Soledade-Paraíba. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 8, n. 2, p. 138-147, 2011.

CARVALHO, W. A. *et al.* Programação linear: um estudo de caso sobre a montagem de cestas básicas. **Revista SIMEP**, v. 2, n. 1, p. 19-33, 2022.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME). **Portal Eletrônico. Calendário das Chuvas**. 2024b. Disponível em: <<http://www.funceme.br/>>. Acesso em: 01 fev. 2023.

CEARÁ. Lei nº 14.844, de 28 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Integrado de Gestão de Recursos Hídricos - SIGERH, e dá outras providências. Fortaleza, CE: **Diário Oficial do Estado**, n. 245, Seção 1, p. 3.

CEARÁ. Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH). **Portal Eletrônico. Comitê da Bacia Hidrográfica do Salgado**. 2024a. Disponível em: <<https://www.srh.ce.gov.br/>>. Acesso em: 01 fev. 2024.

CHANG, K., *et al.* An ANP based TOPSIS approach for Taiwanese service apartment location selection. **Asia Pacific Management Review**, v. 20, n. 2, p. 49-55, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.apmrv.2014.12.007>

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. <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, p. 477-492, 2021. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.70282>

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. Apêndice C - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. São Paulo, CETESB, 2021.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (COGERH). **Diagnóstico da Região Hidrográfica do rio Salgado**. Fortaleza, COGERH, 2022.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS (COGERH). **Vamos conhecer o Salgado**. Fortaleza, COGERH, 2008.

DEBELS, P. *et al.* Evaluation of water quality in the Chillán River (Central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. **Environmental monitoring and assessment**, v. 110, p. 301-322, 2005.
<https://doi.org/10.1007/s10661-005-8064-1>

FONTENELE, S. B. *et al.* Análise espaço-temporal da qualidade da água na parte alta da bacia do rio Salgado, Ceará. **Revista Caatinga**, v. 24, n. 3, p. 102-109, 2011.

GARCÍA-AVILA, F. *et al.* Evaluation of the water quality of a high Andean lake using different quantitative approaches. **Ecological Indicators**, v. 154, p. 110924, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110924>

GUEDES, H. A. S. *et al.* Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, p. 558-563, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000500012>

HAIDER, H. *et al.* Assessment framework for natural groundwater contamination in arid regions: Development of indices and wells ranking system using fuzzy VIKOR method. **Water**, v. 12, n. 2, p. 423, 2020. <https://doi.org/10.3390/w12020423>

HUSSIEN, A. K.; RASHWAN, I. M.; ELSHEMY, M. Surface water quality management for drinking use in El-Beheira Governorate, Egypt. **Water Environment Research**, v. 93, n. 8, p. 1428-1444, 2021. <https://doi.org/10.1002/wer.1503>

HWANG, C.L.; YOON, K.P. **Multiple Attribute Decision Making Methods and Applications A State-of-the-Art Survey**. Berlim: Springer-Verlag, 1981.

IMNEISI, I. AYDIN, M. Water quality assessment for Elmali stream and karacomak stream using the comprehensive pollution index (CPI) in Karacomak Watershed, Kastamonu, Turkey. **Kastamonu, Turkey Fresenius Environmental Bulletin**, v. 27, n. 10, p. 7031-7038, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Brasileiro de 2022: Perfil dos Municípios Brasileiros. Rio de Janeiro: IBGE, 2022.

ISMAIL, A.H.; ROBESCU, D. Assessment of water quality of the danube river using water quality indices technique. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 18, n. 8, p. 1727-1737, 2019.

KACHROUD, M. *et al.* Water quality indices: Challenges and application limits in the literature. **Water**, v. 11, n. 2, p. 361, 2019. <https://doi.org/10.3390/w11020361>

KAPELEWSKA, J. *et al.* Water pollution indicators and chemometric expertise for the

assessment of the impact of municipal solid waste landfills on groundwater located in their area. **Chemical Engineering Journal**, v. 359, p. 790-800, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.137>

KARAHALIOS, H. The application of the AHP-TOPSIS for evaluating ballast water treatment systems by ship operators. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, v. 52, p. 172-184, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.03.001>

KAUR, L. *et al.* Groundwater potential assessment of an alluvial aquifer in Yamuna sub-basin (Panipat region) using remote sensing and GIS techniques in conjunction with analytical hierarchy process (AHP) and catastrophe theory (CT). **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105850, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105850>

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 Pollution**, v. 231, p. 1-17, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4427-z>

LEE, J.H. *et al.* Development of customized water quality index for medium-and long-term evaluation of urban river water quality. **Water Supply**, v. 22, n. 7, p. 6338-6355, 2022. <https://doi.org/10.2166/ws.2022.238>

LIMA NETO, R. T. *et al.* Análise morfométricas e ambiental da microbacia hidrográfica do rio Granjeiro, Crato/CE. **Revista Escola de Minas**, v. 61, p. 365-369, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0370-44672008000300015>

LIMA, B.A. *et al.* Proposta de um framework para seleção de um chassi de ônibus urbano: uma abordagem a partir do quadro de tomada de decisões e dos métodos AHP e AHP-Gaussiano. **Revista SIMEP**, v. 1, n. 2, p. 4-19, dezembro de 2021.

LIMA, G. S. *et al.* Aplicação de metodologia de análise hierárquica (AHP) para priorização de intervenção em estações de tratamento de esgotos - Estudo de caso na Bacia do Siqueira, Fortaleza/CE. **Revista DAE**, v. 68, n. 225, p. 34-50, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.051>

LOPES, O. F. *et al.* Comparison between water quality indices in watersheds of the Southern Bahia (Brazil) with different land use. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 12944-12959, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10941-7>

LUMB, A.; HALLIWELL, D.; SHARMA, Tribeni. Application of CCME Water Quality Index to monitor water quality: A case study of the Mackenzie River basin, Canada. **Environmental Monitoring and assessment**, v. 113, p. 411-429, 2006. <https://doi.org/10.1007/s10661-005-9092-6>

MAGALHAES, A. G. *et al.* Avaliação dos serviços de água e esgoto de Barbalha, Crato e Juazeiro do Norte: uma análise comparativa com base nos indicadores do SNIS. **Conjecturas**, v. 22, n. 11, p. 770-791, 2022. <https://doi.org/10.53660/CONJ-1359-W21>

MAIA, K. P.; SILVA, G. A.; LIBÂNIO, M. Aplicação de análise multivariada no estudo da frequência de amostragem e do número de estações de monitoramento de qualidade da água. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 1013-1025, 2019. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019175743>

MARANHO, L. A. *et al.* Avaliação da qualidade da água do Ribeirão Samambaia (São Pedro, São Paulo, Brasil) através de parâmetros físicos e químicos, índice de estado trófico e teste de toxicidade com *Daphnia magna*. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, p. 195-201, 2017. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017130372>

MARTINS, A. M. V. *et al.* Environmental quality assessment of Bizerte Lagoon (Tunisia) using living foraminifera assemblages and a multiproxy approach. **PLoS one**, v. 10, n. 9, p. e0137250, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0137250>

MASSOUD, M.A. Assessment of water quality along a recreational section of the Damour River in Lebanon using the water quality index. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, p. 4151-4160, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2251-z>

MATTA, G. *et al.* Water quality and planktonic composition of river Henwal (India) using comprehensive pollution index and biotic-indices. **Transactions of the Indian National Academy of Engineering**, v. 5, p. 541-553, 2020. <https://doi.org/10.1007/s41403-020-00094-x>

MELLO, K. *et al.* Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, v. 270, p. 110879, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>

MELO, J. J.; DIA, M. J. M.; OLIVEIRA, A. U. A água e sua proteção legal no Brasil e Acre: considerações sobre a legislações dos recursos hídricos. **UÁQUIRI-Revista do Programa de Pós Graduação em Geografia da Universidade Federal do Acre**, v. 4, n. 1, 2022. <https://doi.org/10.29327/268458.4.1-5>

MENBERU, Z.; MOGESSE, B.; REDDYTHOTA, D. Evaluation of water quality and eutrophication status of Hawassa Lake based on different water quality indices. **Applied Water Science**, v. 11, p. 1-10, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01385-6>

MISHRA, A. P. *et al.* Assessment of water quality index using Analytic Hierarchy Process (AHP) and GIS: a case study of a struggling Asan River. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, p. 1-13, 2022. <https://doi.org/10.1080/03067319.2022.2032015>

MIYABARA, M.H.; SCHIMIDT, F.; FONSECA, R.C.B. Método AHP: tomada de decisão para metodologias de determinação de contaminantes emergentes em água superficial. **Revista Virtual de Química**, v. 13, n. 6, p. 1414-1430, 2021. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20210080>

MLADENOVIĆ-RANISAVLJEVIĆ, I. *et al.* Multicriteria Visual Approach to the Analysis of Water Quality—A Case Study of the Tisa River Basin in Serbia. **Water**, v.

13, n. 24, p. 3537, 2021. <https://doi.org/10.3390/w13243537>

MOHAMMED, R.; AL-OBAIDI, B. Treatability influence of municipal sewage effluent on surface water quality assessment based on Nemerow pollution index using an artificial neural network. In: **IOP Conference series: earth and environmental science**. IOP Publishing, 2021. p. 012008. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/877/1/012008>

MOMENI, M. *et al.* A fuzzy MCDM approach for evaluating listed private banks in Tehran stock exchange based on balanced scorecard. **International Journal of Business Administration**, v. 2, n. 1, p. 80, 2011.

MORAIS, L. S. *et al.* Qualidade da água superficial em comunidades rurais do estado de Goiás durante a estação seca e sua relação com o uso e a ocupação do solo. **RAJKUMAR Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 28, p. e20220215, 2023. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220220215PT>

MOURA, N. S. V.; BASSO, L. A.; SANCHES, N. D. Áreas Suscetíveis à Inundação na Bacia Hidrográfica do Arrojo do Salso, Porto Alegre-RS: Características das Chuvas e sua Influência na Qualidade das Águas Superficiais. **GEOgraphia**, v. 15, n. 30, p. 81-113, 2013. <https://doi.org/10.22409/GEOgraphia2013.v15i30.a13664>

MUNIZ, G.L. Qualidade da água do ribeirão São Bartolomeu avaliada pelo Índice de Qualidade da Água em ponto de captação para abastecimento no período seco. **Holos**, v. 7, p. 1-19, 2019. <https://doi.org/10.15628/holos.2019.5579>

NCIBI, K. *et al.* Application of the analytic hierarchy process to weight the criteria used to determine the Water Quality Index of groundwater in the northeastern basin of the Sidi Bouzid region, Central Tunisia. **Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration**, v. 5, p. 1-15, 2020. <https://doi.org/10.1007/s41207-020-00159-x>

NEMEROW, N. L. SUMITOMO, H. 1970. **Benefits of water quality enhancement**. Environmental Protection Agency, Water Quality Office, 1970.

NIYONGABO, A. *et al.* Water quality characteristics of Lake Tanganyika in Burundi and Lake Victoria in Uganda. **Water Practice & Technology**, v. 18, n. 8, p. 1756-1774, 2023. <https://doi.org/10.2166/wpt.2023.120>

OLIVEIRA, K. L. *et al.* Water quality index and spatio-temporal perspective of a large Brazilian water reservoir. **Water Supply**, v. 21, n. 3, p. 971-982, 2021. <https://doi.org/10.2166/ws.2020.374>

PANAGOPOULOS, Y. *et al.* Implementing the CCME water quality index for the evaluation of the physicochemical quality of Greek rivers. **Water**, v. 14, n. 17, p. 2738, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14172738>

PARWEEN, S. *et al.* Assessment of urban river water quality using modified NSF water quality index model at Siliguri city, West Bengal, India. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 16, p. 100202, 2022.

<https://doi.org/10.1016/j.indic.2022.100202>

PEREIRA, A.C. *et al.* Uso da análise multicritério baseada no método híbrido AHP/TOPSIS para implantação de intervenções de programas hidroambientais: estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Doce. **Revista Mineira de Recursos Hídricos**, v. 3, 2022. <https://doi.org/10.59824/rmrh.v3i.228>

PEREIRA, R.C.A. *et al.* Evaluation of smart sensors for subway electric motor escalators through AHP-Gaussian Method. **Sensors**, n. 8, 4131, 2023. <https://doi.org/10.3390/s23084131>

PESCE, S.F.; WUNDERLIN, D.A. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. **Water research**, v. 34, n. 11, p. 2915-2926, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00036-1)

PESSOA, M. A. R. *et al.* Índice fuzzy de qualidade de água para ambiente lótico - IQA_{FAL}. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 21-30, 2020. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020147587>

PINTO, C. C.; FARIA, F. P. C. P.; ALMEIDA, G. M. Utilização de modelo baseado em análise por componentes principais para identificação de condições críticas de qualidade de água superficial. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 4, p. 288-305, 2021.

PURNAMASARI, D. E. Penentuan Status Mutu Air Kali Wonokromo Dengan Metode Storet Dan Indeks Pencemar. **Surabaya: Institut Teknologi Sepuluh Nopember**, 2017.

RAHMAN, A.; JAHANARA, I.; JOLLY, Y. N. Assessment of physicochemical properties of water and their seasonal variation in an urban river in Bangladesh. **Water Science and Engineering**, v. 14, n. 2, p. 139-148, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2021.06.006>

RAJKUMAR, H.; NAIK, P. K.; RISHI, M. S. A comprehensive water quality index based on analytical hierarchy process. **Ecological Indicators**, v. 145, p. 109582, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109582>

RAO, M. *et al.* Trace elements in aquatic products from Shenzhen, China and their implications for human exposure. **Science of The Total Environment**, v. 885, p. 163726, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163726>

REN, W.; ZHANG, Q.; QIAN, H. Comprehensive assessment of water quality of ten rivers in Zhengzhou main urban area. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2021. p. 012197. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/647/1/012197>

RETA, G. *et al.* Application of Single Factor and Multi-Factor Pollution Indices Assessment for Human-Impacted River Basins: Water Quality Classification and Pollution Indicators. **Nature Environment & Pollution Technology**, v. 18, n. 3, 2019.

ROSZKOWSKA, E.; WACHOWICZ, T. Application of *fuzzy* TOPSIS to scoring the negotiation offers in ill-structured negotiation problems. **European Journal of Operational Research**, v. 242, n. 3, p. 920-932, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ejor.2014.10.050>

SAATY, R. W. The analytic hierarchy process—what it is and how it is used. **Mathematical modelling**, v. 9, n. 3-5, p. 161-176, 1987. [https://doi.org/10.1016/0270-0255\(87\)90473-8](https://doi.org/10.1016/0270-0255(87)90473-8)

SAATY, T.L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of mathematical psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977. [https://doi.org/10.1016/0022-2496\(77\)90033-5](https://doi.org/10.1016/0022-2496(77)90033-5)

SAATY, T.L. How to make a decision: the analytic hierarchy process. **Interfaces**, v. 24, n. 6, p. 19-43, 1994. <https://doi.org/10.1287/inte.24.6.19>

SAATY, T.L. Relative measurement and its generalization in decision making why pairwise comparisons are central in mathematics for the measurement of intangible factors the analytic hierarchy/network process. **RACSAM-Revista de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Serie A. Matemáticas**, v. 102, p. 251-318, 2008.

SANTOS, M.; COSTA, I.P. A.; GOMES, C.F.S. Multicriteria Decision-Making in the selection of Warships: a new approach to the AHP Method. **International Journal of the Analytic Hierarchy Process**, v. 13, n. 1, 2021. <https://doi.org/10.13033/ijahp.v13i1.833>

SANTOS, R. C. L. *et al.* Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, p. 33-46, 2018. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017159832>

SARKAR, K.; MAJUMDER, M. Application of AHP-based water quality index for quality monitoring of peri-urban watershed. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, p. 1780-1798, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-00651-y>

SIDDIQUE, M. A. B. *et al.* Multivariate statistics and entropy theory for irrigation water quality and entropy-weighted index development in a subtropical urban river, Bangladesh. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-20, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16343-7>

SILVA, A. E. P. *et al.* Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **Acta amazônica**, v. 38, p. 733-742, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400017>

SILVA, A.M.C.; CUNHA, M.C.C.; LOPES, D.V. Qualidade da água como reflexo de atividades antrópicas em bacias hidrográficas do Nordeste, Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 102-123, 2019. <https://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p102>

SILVA, W. B.; BEZERRA, J. M.; RÊGO, A. T. A. Qualidade da água na Bacia

Hidrográfica do Açude Santa Cruz do Apodi, Rio Grande do Norte. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 16, n. 2, p. 164-173, 2021. <https://doi.org/10.18378/rvads.v16i2.7837>

SINGH, R.; MAJUMDER, C. B.; VIDYARTHI, A. K. Assessing the impacts of industrial wastewater on the inland surface water quality: an application of analytic hierarchy process (AHP) model-based water quality index and GIS techniques. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 129, p. 103314, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2022.103314>

SOARES, A. L. C.; PINTO, C. C.; OLIVEIRA, S. C. Impacts of anthropogenic activities and calculation of the relative risk of violating surface water quality standards established by environmental legislation: a case study from the Piracicaba and Paraopeba river basins, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 14085-14099, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07647-1>

SOUSA, V. L.M. Estudo acerca da utilização do método AHP no processo de tomada de decisão nas instituições do sistema S do Transporte. **Revista Controle-Doutrina e Artigos**, v. 21, n. 2, p. 371-398, 2023. <https://doi.org/10.32586/rcda.v21i2.789>

SU, K. *et al.* Water quality assessment based on Nemerow pollution index method: A case study of Heilongtan reservoir in central Sichuan province, China. **PloS one**, v. 17, n. 8, p. e0273305, 2022. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0273305>

SURIADIKUSUMAH, A. *et al.* Analysis of the water quality at Cipeusing river, Indonesia using the pollution index method. **Acta Ecologica Sinica**, v. 41, n. 3, p. 177-182, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.08.001>

SUTADIAN, A. D. *et al.* Development of river water quality indices—a review. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, p. 1-29, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5050-0>

SUTADIAN, A. D. *et al.* Using the Analytic Hierarchy Process to identify parameter weights for developing a water quality index. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 220-233, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.043>

SWATHI, S.; UMESH, S. Nemerow's pollution index: For ground water quality assessment. **J. Environ. Sci. Pollut. Res**, v. 1, p. 23-31, 2015.

TEDESCO, A. M.; OLIVEIRA, G. A.; TROJAN, F. Avaliação da vulnerabilidade à contaminação das águas subterrâneas por meio dos métodos AHP e TOPSIS. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 401-407, 2021. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190322>

TESSEME, A. T.; VINTI, G.; VACCARI, M. Pollution potential of dumping sites on surface water quality in Ethiopia using leachate and comprehensive pollution indices. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 8, p. 545, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10217-2>

THOMAZ, D.; CENTENO, L.N.; CECCONELLO, S.T. Avaliação espaço-temporal da

qualidade da água do Rio Comandaí, através do Índice de Qualidade da Água. **Revista Thema**, v. 22, n. 1, p. 79-103, 2023.
<https://doi.org/10.15536/thema.V22.2023.79-103.3068>

UDDIN, M. G. *et al.* Assessing the impact of COVID-19 lockdown on surface water quality in Ireland using advanced Irish Water Quality Index (IEWQI) Model. **Environmental Pollution**, v. 336, p. 122456, 2023.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122456>

UDDIN, M. G.; NASH, S.; OLBERT, A. I. A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. **Ecological Indicators**, v. 122, p. 107218, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

UDDIN, M. J.; JEONG, Y. Urban river pollution in Bangladesh during last 40 years: potential public health and ecological risk, present policy, and future prospects toward smart water management. **Heliyon**, v. 7, n. 2, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06107>

VAL, H. M.; MOLEIRO, D. A.; OLIVEIRA, I. B. Stepwise aggregation method for the WQI-CCME to generate a water quality profile for a long river: case study—São Francisco River, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 194, n. 2, p. 136, 2022. <https://doi.org/10.3390/w14172738>

VALE, R.M. *et al.* Selection of a pneumatic stunner for an agro-industrial beef process using the AHP and AHP-Gaussian methods. **Revista SIMEP**, João Pessoa, v. 2, n. 2, p. 39-47, dezembro de 2022.

VARGAS, R.V. Utilizando a programação multicritério (Analytic Hierarchy Process-AHP) para selecionar e priorizar projetos na gestão de portfólio. In: **PMI Global Congress – North America**. Washington, 2010.

VERMA, M.; LOGANATHAN, V. A.; BHATT, V. K. Development of entropy and deviation-based water quality index: case of River Ganga, India. **Ecological Indicators**, v. 143, p. 109319, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109319>

WANG, Z. *et al.* Evaluation of geological and ecological bearing capacity and spatial pattern along du-wen road based on the analytic hierarchy process (AHP) and the technique for order of preference by similarity to an ideal solution (TOPSIS) method. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 9, n. 4, p. 237, 2020. <https://doi.org/10.3390/ijgi9040237>

WATS, R. K. *et al.* Status of surface water quality in river Markanda and its correlation with ground water quality and health of the residents of Shahabad, Kurukshetra, Haryana, India-A case study. **International Journal of Health and Economic Development**, v. 5, n. 1, p. 1-11, 2019.

YANG, Z. *et al.* Comprehensive evaluation and scenario simulation for the water resources carrying capacity in Xi'an city, China. **Journal of environmental management**, v. 230, p. 221-233, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.085>

YARI, A. A.; VARVANI, J.; ZARE, R. Assessment and zoning of environmental hazard of heavy metals using the Nemerow integrated pollution index in the vineyards of Malayer city. **Acta Geophysica**, v. 69, p. 149-159, 2021. <https://doi.org/10.1007/s11600-020-00514-0>

ZHANG, L. *et al.* Rock fall hazard assessment of the slope of Mogao Grottoes, China based on AHP, F-AHP and AHP-TOPSIS. **Environmental Earth Sciences**, v. 81, n. 14, p. 377, 2022. <https://doi.org/10.1007/s12665-022-10508-4>

ZHANG, P. *et al.* Antecedent rainfall and land use controlling the fate of nitrogen in karst urban rivers, elucidated by an isotopic approach. **Journal of Hydrology**, v. 592, p. 125803, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125803>

ZHU, S. *et al.* Assessing water quality for urban tributaries of the Three Gorges Reservoir, China. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 9, n. 1, p. 105-114, 2019. <https://doi.org/10.2166/wrd.2018.010>

APÊNCICE A – INFORMAÇÕES SUPLEMENTARES

Tabela A1 – Valores e classes de qualidades de acordo com o IQA CCME e NPI, aplicados na Parte I, para cada ponto de monitoramento da sub-bacia hidrográfica do Salgado durante o período de 2018 a 2022 (Continua)

Ano	Pontos	NPI			IQA CCME		
		Valor	Classe	Nível da Classe	Valor	Classe	Nível da Classe
2018	SA1	3,1	Fortemente Poluído	5	71	Mediana	3
	SA2	4,4	Fortemente Poluído	5	54	Marginal	4
	SA3	2,9	Moderadamente Poluído	4	70	Mediana	3
	SA4	3,3	Fortemente Poluído	5	69	Mediana	3
	SA5	6,8	Fortemente Poluído	5	30	Ruim	5
	SA6	6,9	Fortemente Poluído	5	29	Ruim	5
	SA7	1,6	Levemente Poluído	3	82	Bom	2
	SA8	3,9	Fortemente Poluído	5	57	Marginal	4
	SA9	2,7	Moderadamente Poluído	4	72	Mediana	3
2019	SA1	1,8	Levemente Poluído	3	76	Mediana	3
	SA2	2,7	Moderadamente Poluído	4	67	Mediana	3
	SA3	2,2	Moderadamente Poluído	4	66	Mediana	3
	SA4	1,7	Levemente Poluído	3	91	Bom	2
	SA5	4,8	Fortemente Poluído	5	42	Ruim	5
	SA6	5,7	Fortemente Poluído	5	39	Ruim	5
	SA7	1,4	Levemente Poluído	3	82	Bom	2
	SA8	2,7	Moderadamente Poluído	4	74	Mediana	3
	SA9	2,0	Moderadamente Poluído	4	78	Mediana	3
2020	SA1	3,2	Fortemente Poluído	5	65	Mediana	3
	SA2	3,0	Fortemente Poluído	5	75	Mediana	3
	SA3	1,8	Levemente Poluído	3	77	Mediana	3
	SA4	3,5	Fortemente Poluído	5	63	Marginal	4
	SA5	4,6	Fortemente Poluído	5	44	Ruim	5
	SA6	5,6	Fortemente Poluído	5	41	Ruim	5
	SA7	1,6	Levemente Poluído	3	87	Bom	2
	SA8	3,1	Fortemente Poluído	5	61	Marginal	4
	SA9	3,0	Fortemente Poluído	5	54	Marginal	4
2021	SA1	1,3	Levemente Poluído	3	77	Mediana	3
	SA2	2,5	Moderadamente Poluído	4	59	Marginal	4
	SA3	1,5	Levemente Poluído	3	60	Marginal	4
	SA4	2,2	Moderadamente Poluído	4	73	Mediana	3
	SA5	2,5	Moderadamente Poluído	4	60	Marginal	4
	SA6	5,6	Fortemente Poluído	5	38	Ruim	5
	SA7	1,4	Levemente Poluído	3	86	Bom	2
	SA8	2,9	Moderadamente Poluído	4	63	Marginal	4
	SA9	1,8	Levemente Poluído	3	69	Mediana	3

Tabela A1 – Valores e classes de qualidades de acordo com o IQA CCME e NPI, aplicados na Parte I, para cada ponto de monitoramento da sub-bacia hidrográfica do Salgado durante o período de 2018 a 2022 (**Conclusão**)

Ano	Pontos	NPI			IQA CCME		
		Valor	Classe	Nível da Classe	Valor	Classe	Nível da Classe
2022	SA1	1,1	Levemente Poluído	3	83	Bom	2
	SA2	1,0	Levemente Poluído	3	78	Mediana	3
	SA3	0,9	Ligeiramente Poluído	2	78	Mediana	3
	SA4	1,8	Levemente Poluído	3	71	Mediana	3
	SA5	2,9	Moderadamente Poluído	4	61	Marginal	4
	SA6	5,3	Fortemente Poluído	5	40	Ruim	5
	SA7	1,2	Levemente Poluído	3	88	Bom	2
	SA8	2,8	Moderadamente Poluído	4	63	Marginal	4
	SA9	1,2	Levemente Poluído	3	83	Bom	2

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Tabela A2 – Matriz de comparações pareadas dos critérios utilizada no método AHP, aplicado na Parte II

Parâmetro	pH	TURB	CE	OD	DBO	CTT	NAM	P	
pH	1	2	3	1/6	1/4	1/5	1/3	1/2	
TURB	1/2	1	2	1/7	1/5	1/6	1/4	1/3	
CE	1/3	1/2	1	1/8	1/6	1/7	1/5	1/4	
OD	6	7	8	1	1	2	4	5	
DBO	4	5	6	1	1	1/2	2	3	
CTT	5	6	7	1/2	2	1	3	4	
NAM	3	4	5	1/4	1/2	1/3	1	2	
P	2	3	4	1/5	1/3	1/4	1/2	1	
$\lambda_{\text{máx}}=8,3$				IC=0,043				RC=0,03	

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Tabela A3 – Matriz de decisão utilizada no método AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS, aplicados na Parte II, para o ano de 2018

Ponto	ΔpH	TURB	CE	ΔOD	DBO	CTT	NAM	P
SA1	0,834	30,639	413,475	1,873	5,006	8,80E+02	0,430	0,514
SA2	0,650	15,650	321,975	1,050	8,925	1,31E+04	0,543	0,600
SA3	0,675	22,225	386,450	1,176	5,750	7,14E+03	0,425	0,475
SA4	0,664	32,649	468,087	1,376	2,979	6,33E+03	0,303	0,330
SA5	0,400	20,825	734,300	6,379	48,850	2,30E+04	16,450	4,325
SA6	0,425	36,800	704,975	4,797	41,825	2,30E+04	20,050	5,125
SA7	1,200	0,448	54,100	1,124	3,975	5,25E+00	0,013	0,175
SA8	0,456	52,164	361,659	2,327	11,074	2,36E+03	0,597	0,685
SA9	0,809	49,308	361,830	0,233	5,605	1,40E+02	0,495	0,459

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Tabela A4 – Matriz de decisão utilizada no método AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS, aplicados na Parte II, para o ano de 2019

Ponto	ΔpH	TURB	CE	ΔOD	DBO	CTT	NAM	P
SA1	1,119	7,628	412,662	0,563	5,843	4,45E+02	0,363	0,191
SA2	1,083	33,541	335,029	1,404	8,371	2,37E+03	0,273	0,189
SA3	0,577	21,228	463,791	2,006	7,950	1,60E+03	0,420	0,253
SA4	1,100	12,587	545,420	0,645	2,921	1,48E+02	0,303	0,186
SA5	0,650	4,100	703,425	4,963	27,225	1,13E+04	10,425	0,705
SA6	0,650	4,850	694,625	3,734	18,900	1,80E+04	32,425	1,258
SA7	1,258	0,260	240,000	0,644	3,725	2,05E+01	0,055	0,095
SA8	0,450	53,645	334,333	1,669	6,739	9,74E+02	0,950	0,343
SA9	0,844	26,700	380,350	0,718	8,111	8,80E+01	0,486	0,202

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Tabela A5 – Matriz de decisão utilizada no método AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS, aplicados na Parte II, para o ano de 2020

Ponto	ΔpH	TURB	CE	ΔOD	DBO	CTT	NAM	P
SA1	2,125	4,654	386,884	1,482	2,158	1,17E+04	0,259	0,180
SA2	2,500	3,635	381,650	2,204	3,750	8,57E+02	0,195	0,505
SA3	1,393	31,004	488,226	5,634	9,630	2,14E+02	0,633	0,153
SA4	1,280	82,607	293,600	0,699	2,029	8,35E+03	0,860	0,201
SA5	0,750	24,950	538,150	5,078	8,150	1,19E+04	3,450	0,620
SA6	0,550	12,500	652,200	3,348	13,850	2,20E+04	11,500	0,880
SA7	2,170	0,315	31,350	0,948	1,100	2,05E+01	0,040	0,075
SA8	0,750	27,042	300,153	3,253	4,572	3,27E+03	0,684	0,281
SA9	2,200	154,950	408,500	0,000	6,900	1,16E+02	1,910	0,445

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Tabela A6 – Matriz de decisão utilizada no método AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS, aplicados na Parte II, para o ano de 2021

Ponto	ΔpH	TURB	CE	ΔOD	DBO	CTT	NAM	P
SA1	1,117	48,233	317,100	0,728	2,167	4,92E+02	0,561	0,167
SA2	0,933	111,533	263,425	0,159	2,500	9,51E+03	1,000	0,143
SA3	0,900	33,367	589,400	2,019	6,667	8,87E+02	0,500	0,163
SA4	0,667	72,267	320,433	0,791	2,333	8,26E+02	0,710	0,263
SA5	0,133	6,433	527,500	5,349	7,333	5,34E+02	5,133	0,273
SA6	0,080	27,800	497,367	4,995	19,000	2,26E+04	16,400	0,590
SA7	1,838	0,493	59,300	0,965	2,000	2,06E+01	0,153	0,096
SA8	0,467	37,374	369,065	2,076	5,544	2,04E+03	0,917	0,384
SA9	0,633	56,400	435,500	0,387	5,667	3,56E+02	0,600	0,217

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Tabela A7 – Matriz de decisão utilizada no método AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS, aplicados na Parte II, para o ano de 2022

Ponto	ΔpH	TURB	CE	ΔOD	DBO	CTT	NAM	P
SA1	1,425	33,675	278,950	1,393	2,250	3,83E+02	0,263	0,100
SA2	1,000	39,900	226,375	0,060	2,500	5,83E+02	0,295	0,078
SA3	0,975	60,750	222,475	0,052	1,750	7,30E+02	0,188	0,088
SA4	0,900	89,150	300,425	0,246	3,250	6,04E+02	0,563	0,193
SA5	0,475	8,075	597,750	4,628	7,750	1,45E+03	3,500	0,445
SA6	0,575	11,700	562,750	3,470	12,500	2,20E+04	9,923	1,053
SA7	1,438	1,665	122,525	0,923	1,750	9,53E+00	0,115	0,065
SA8	0,451	50,556	301,201	2,678	6,179	1,19E+03	0,679	0,330
SA9	0,625	26,475	231,200	3,001	2,750	5,69E+01	0,280	0,108

Fonte: elaborado pela autora, 2024.

Tabela A8 – Pontuações finais e colocação dos pontos de monitoramento obtidas pelos métodos AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS, aplicados na Parte II, ao longo dos ciclos anuais avaliados (2018-2022) (Continua)

Ano	Ponto	AHP		AHP-Gaussiano		AHP-TOPSIS	
		Pontuação	Colocação	Pontuação	Colocação	Pontuação	Colocação
2018	SA1	0,054	7	0,049	7	0,181	7
	SA2	0,082	3	0,067	4	0,277	3
	SA3	0,062	5	0,053	5	0,185	5
	SA4	0,059	6	0,051	6	0,184	6
	SA5	0,311	1	0,313	2	0,914	1
	SA6	0,295	2	0,332	1	0,815	2
	SA7	0,033	8	0,024	9	0,111	8
	SA8	0,074	4	0,067	3	0,245	4
	SA9	0,031	9	0,043	8	0,069	9
2019	SA1	0,041	7	0,038	7	0,063	7
	SA2	0,079	4	0,074	4	0,169	5
	SA3	0,080	3	0,066	5	0,206	3
	SA4	0,036	8	0,038	8	0,047	9
	SA5	0,269	2	0,228	2	0,703	2
	SA6	0,339	1	0,397	1	0,797	1
	SA7	0,031	9	0,022	9	0,048	8
	SA8	0,076	5	0,086	3	0,173	4
	SA9	0,049	6	0,052	6	0,092	6
2020	SA1	0,090	4	0,071	7	0,332	5
	SA2	0,069	8	0,057	8	0,244	6
	SA3	0,126	3	0,089	5	0,476	3
	SA4	0,074	6	0,101	4	0,237	7
	SA5	0,184	2	0,157	2	0,615	2
	SA6	0,271	1	0,284	1	0,769	1
	SA7	0,026	9	0,020	9	0,107	9
	SA8	0,089	5	0,072	6	0,337	4
	SA9	0,072	7	0,149	3	0,197	8

Tabela A8 – Pontuações finais e colocação dos pontos de monitoramento obtidas pelos métodos AHP, AHP-Gaussiano e AHP-TOPSIS, aplicados na Parte II, ao longo dos ciclos anuais avaliados (2018-2022) (Conclusão)

Ano	Ponto	AHP		AHP-Gaussiano		AHP-TOPSIS	
		Pontuação	Colocação	Pontuação	Colocação	Pontuação	Colocação
2021	SA1	0,045	8	0,054	8	0,089	9
	SA2	0,098	3	0,121	3	0,253	3
	SA3	0,083	5	0,073	5	0,222	5
	SA4	0,051	6	0,062	6	0,098	8
	SA5	0,153	2	0,122	2	0,445	2
	SA6	0,386	1	0,390	1	0,894	1
	SA7	0,041	9	0,041	9	0,120	6
	SA8	0,092	4	0,080	4	0,231	4
	SA9	0,050	7	0,058	7	0,103	7
2022	SA1	0,058	5	0,050	6	0,157	5
	SA2	0,034	8	0,042	8	0,050	9
	SA3	0,034	9	0,046	7	0,055	8
	SA4	0,052	6	0,069	4	0,090	7
	SA5	0,176	2	0,148	2	0,456	2
	SA6	0,419	1	0,475	1	0,858	1
	SA7	0,037	7	0,027	9	0,108	6
	SA8	0,111	3	0,092	3	0,307	3
	SA9	0,080	4	0,051	5	0,292	4

Fonte: elaborado pela autora, 2024.