



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

SUÊNIO ANDERSON FELICIANO DA SILVA ALVES

**POTENCIAL PARA APLICAÇÃO DA RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFERO
NA BACIA DO RIO GRAMAME E PARTE DO BAIXO CURSO DO RIO PARAÍBA**

JOÃO PESSOA

2021

SUÊNIO ANDERSON FELICIANO DA SILVA ALVES

**POTENCIAL PARA APLICAÇÃO DA RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFERO
NA BACIA DO RIO GRAMAME E PARTE DO BAIXO CURSO DO RIO PARAÍBA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil e Ambiental.

Área de concentração: Recursos Hídricos

Orientador:

Prof. Dr. Cristiano das Neves Almeida

Coorientador:

Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior

JOÃO PESSOA

2021

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

A474p Alves, Suênio Anderson Feliciano da Silva.
Potencial para aplicação da recarga gerenciada de
aquífero na bacia do rio Gramame e parte do baixo curso
do rio Paraíba / Suênio Anderson Feliciano da Silva
Alves. - João Pessoa, 2021.
159 f. : il.

Orientação: Cristiano das Neves Almeida.
Coorientação: Gilson Barbosa Athayde Júnior.
Tese (Doutorado) - UFPB/CT.

1. Recursos hídricos. 2. Recarga gerenciada de
aquíferos. 3. Sistemas de informações geográficas. 4.
Análise de decisão multicritério. I. Almeida, Cristiano
das Neves. II. Athayde Júnior, Gilson Barbosa. III.
Título.

UFPB/BC

CDU 556.18(043)



**POTENCIAL PARA APLICAÇÃO DA RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFERO NA BACIA
DO RIO GRAMAME E PARTE DO BAIXO CURSO DO RIO PARAÍBA**

SUÊNIO ANDERSON FELICIANO DA SILVA ALVES

Tese aprovada em 20 de setembro de 2021.

Período Letivo: 2021.2

**Prof. Dr. Cristiano das Neves Almeida – UFPB
Orientador**

**Prof. Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior – UFPB
Coorientador**

**Prof. Dr. Adriano Rolim da Paz – UFPB
Examinador Interno**

**Prof. Dr. Victor Hugo Rabelo Coelho – UFPB
Examinador Interno**

**Profa. Dra. Iana Alexandra Alves Rufino – UFCG
Examinadora Externa**

**Prof. Dr. Guillaume Francis Bertrand – Université de Franche-Comté
Examinador Externo**

**João Pessoa/PB
2021**

A minha esposa Ana Maria e aos meus filhos João Lucas e Enzo Gabriel,
DEDICO.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela oportunidade de ter chegado até este momento, por ter me concedido sabedoria e forças para superar as dificuldades encontradas no caminho. A Deus, toda glória, louvor e adoração. Obrigado meu bom Senhor!

À minha esposa Ana Maria Alves da Silva Feliciano, pois me deu apoio, teve paciência e se dedicou a me ajudar todo esse tempo com muito amor. Eu te amo!

Aos meus filhos João Lucas Feliciano da Silva e Enzo Gabriel Feliciano da Silva. Os dois foram os motivos para que eu chegasse até aqui.

Aos meus pais Maria Rosilda Feliciano da Silva e João José da Silva (*in memoriam*), alicerces dessa conquista. Minha costureira e o meu gari, muito obrigado pelo amor, cuidado, incentivo e por sempre acreditarem na Educação!

À minha irmã Suerda Feliciano da Silva, pelo apoio e incentivo durante essa caminhada. Minha gratidão, irmã!

Aos meus familiares, bem como aos irmãos e às irmãs da igreja pelo incentivo e as orações.

Ao meu orientador, professor Dr. Cristiano das Neves Almeida, muito obrigado pelos valiosos ensinamentos, correções, conselhos, incentivo e paciência. Muito obrigado pelas oportunidade e confiança! Minha gratidão e que Deus muito abençoe sua vida!

Ao meu coorientador professor Dr. Gilson Barbosa Athayde Júnior, sua contribuição foi substancial para esse trabalho. Muito obrigado pelo apoio, ensinamentos e as correções! Minha gratidão e que Deus também muito o abençoe!

Aos meus amigos do grupo de pesquisa que me ajudaram nas etapas de desenvolvimento do trabalho, a saber: Victor Baptista, Geraldo Moura e Emerson Freitas. Vocês foram essenciais e me ajudaram de forma significativa nesse trabalho. Meu muito obrigado! Agradeço também ao amigo e professor Dr. Victor Hugo Rabelo Coelho pela sua grande contribuição no desenvolvimento da pesquisa e na escrita dos artigos.

Aos que fazem parte do projeto BRAMAR, meu agradecimento pelo suporte à pesquisa. Agradeço a todos os integrantes do projeto na pessoa do coordenador geral do projeto no Brasil, o professor Dr. Carlos de Oliveira Galvão. Aos professores Carlos de Oliveira Galvão, Janiro Costa Rêgo e à professora Iana Alexandra Alves Rufino, meu agradecimento pelos seus esclarecimentos em etapas importantes no desenvolvimento da pesquisa.

Também agradeço ao professor Dr. Roseilton Fernandes dos Santos, do Centro de Ciências Agrárias da UFPB, pelos seus esclarecimentos. Bem como agradeço aos especialistas em recarga gerenciada de aquíferos, os professores Dr. Peter Dillon (CSIRO Land and Water/Flinders University) e Dr. Catalin Stefan (Technische Universität Dresden) pelos esclarecimentos sobre a temática.

Aos professores e às professoras do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECAM) pelos ensinamentos e aos amigos e amigas de turma.

Aos funcionários e às funcionárias do Laboratório de Recursos Hídricos e Engenharia Ambiental (LARHENA).

À Secretaria de Estado da Educação e da Ciência e Tecnologia pela licença necessária para realização do curso de doutorado.

Aos professores e às professoras da ECIT Otávia Silveira pelo apoio e amizade.

A todas ex-professoras e aos ex-professores que contribuíram com seus ensinamentos desde o jardim da infância.

Aos examinadores externos, à professora Dra. Iana Alexandra Alves Rufino e professor Dr. Guillaume F. Bertrand, aos examinadores internos professor Dr. Adriano Rolim da Paz e professor Dr. Victor Hugo Rabelo Coelho por aceitarem o convite em participar da banca examinadora e, assim, contribuírem de forma significativa para melhoria desse trabalho.

A todas as pessoas que contribuíram para realização desta conquista, MUITO OBRIGADO!

Pois tu és grande e realizas feitos maravilhosos; só tu és Deus!

Salmos 86:10

RESUMO

O descompasso entre a disponibilidade e a demanda hídrica tem levado os planejadores e a comunidade técnico-científica a buscar estratégias para aumentar a segurança hídrica em bacias hidrográficas que sofrem com o déficit hídrico. Assim, a Recarga Gerenciada de Aquíferos (RGA) representa uma alternativa viável que pode conferir uma maior resiliência à seca com a recarga intencional de água para uso futuro. Este estudo teve como objetivo recomendar áreas com potencial para RGA com águas de rios e de efluentes domésticos tratados na bacia hidrográfica do rio Gramame e parte do baixo curso do rio Paraíba (BRG-BRP) a partir de uma análise de decisão multicritério em Sistema de Informação Geográfica (SIG). Para recomendar tais áreas, uma abordagem de tomada de decisão de grupo AHP (Processo de Análise Hierárquica) foi utilizada para gerar os pesos de um conjunto de critérios e, consequentemente, usá-los mediante uma combinação linear ponderada (CLP) em SIG. A análise de sensibilidade do peso dos critérios foi realizada para verificar quais critérios influenciavam no mapeamento de adequação e para checar a robustez das áreas de classe muito alta indicadas pelo modelo multicritério das duas fontes hídricas analisadas. O modelo multicritério espacial para RGA com águas de rios sugeriu que as áreas com potencial alto e muito alto representam 51,54% da área de estudo. Já as áreas com potencial alto e muito alto para RGA com águas de efluentes domésticos tratados cobrem 14,85% da BRG-BRP. As áreas classificadas com adequação muito alta estão situadas em geral ao leste da BRG-BRP, onde estão presentes os Depósitos Aluvionais. As áreas de classe de adequação alta e muito alta também ocorrem sobre a Formação Barreiras, situadas em terrenos agrícolas que são ideais para RGA. Além dos critérios geologia e profundidade do lençol freático, os critérios distância a partir dos rios e a distância a partir da planta de tratamento se mostraram sensíveis às mudanças de peso nos modelos, sendo o menos sensível o uso e cobertura do solo em ambos. A análise de sensibilidade realizada também permitiu observar as áreas incertas e mais robustas, a depender da preferência dos critérios no modelo pelo tomador de decisão. Os resultados deste estudo são promissores para implementação de esquemas de RGA por bacias de infiltração com as águas de rios e efluentes tratados. Os mapas gerados são úteis para auxiliar na tomada de decisão e, na prática, podem compor o plano de gestão de águas e ser utilizados no planejamento preliminar da RGA, além de servir como uma diretriz de política para melhorar a gestão das águas na BRG-BRP.

Palavras-chave: Recarga Gerenciada de Aquíferos; Sistemas de Informações Geográficas; Análise de Decisão Multicritério.

ABSTRACT

The mismatch between water availability and demand has led planners and the technical-scientific community to seek strategies to increase water security in watersheds that suffer from the water deficit. Thus, Managed Aquifer Recharge (MAR) represents a viable alternative that can provide greater resilience to drought with the intentional recharge of water for future use. This study aimed to recommend areas with potential for MAR with water from rivers and domestic effluents treated in the Gramame River basin and part of the lower course of the Paraíba River (BRG-BRP) from a multicriteria decision analysis in System of Geographic Information (GIS). A group decision-making approach (Hierarchical Analysis Process) generated the weights of a set of criteria and, consequently, used these weights through a weighted linear combination (WLC) in GIS to recommend such areas. A sensitivity analysis of the weight of the criteria assisted in verifying which of them influenced the suitability mapping and checking the robustness of the very high-class areas indicated by the multicriteria model of the two water sources analyzed. The spatial multicriteria model for MAR with river waters suggested that areas with high and very high potential represent 51.54% of the study area. The areas with high and very high potential for MAR with treated domestic effluent water cover 14.85% of BRG-BRP. The areas classified with very high suitability were east of the BRG-BRP, where the Alluvial Deposits are. High and very high suitability class areas also occur over the Barreiras Formation, situated on agricultural land ideal for MAR. In addition to the geology and water table depth criteria, the criteria distance from the rivers and distance from the treatment plant were sensitive to changes in weight in the models, with the least sensitive being land use and cover in both. The sensitivity analysis performed also allowed us to observe the uncertain and more robust areas, depending on the decision maker's preference for the criteria in the model. The results of this study are promising for the implementation of MAR schemes by infiltration basins with river waters and treated effluents. The maps generated in this work are helpful to aid decision making and, in practice, can compose the water management plan and be used in MAR preliminary planning stage. These maps also act as a policy guideline to improve water management in BRG-BRP.

Keywords: Managed Aquifer Recharge; Geographic Information Systems; Multicriteria Decision Analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Métodos de RGA: (a) ASR, (b) ASTR, (c) lagoa de infiltração, (d) coleta de água de chuva em telhados, (e) barragem de areia, (f) filtração em margem, (g) tanque de percolação e (h) barragem subterrânea (Fonte: Adaptado de Dillon, 2005)	28
Figura 2 - Componentes de um projeto de RGA: (a) água de rio como fonte de recarga para uso final na agricultura e (b) água residuária tratada como fonte de recarga para uso final da agricultura (Fonte: Adaptado de Dillon <i>et al.</i> , 2009)	31
Figura 3 - Unidades federativas que fazem ou não menção à RGA em sua legislação (Fonte: Adaptado de Silva <i>et al.</i> , 2019)	40
Figura 4 - Localização da bacia hidrográfica do rio Gramame e parte do baixo curso do rio Paraíba (BRG-BRP)	63
Figura 5 - Procedimentos gerais para mapeamento de áreas adequadas para RGA.....	65
Figura 6 - Critérios para mapeamento e as estruturas hierárquicas, (a) adequação de áreas para RGA com águas de rios e (b) adequação de áreas para RGA com águas de efluente doméstico.....	73
Figura 7 - Combinação Linear Ponderada do conjunto de critérios (Fonte: Adaptado de Marinoni, 2004).....	77
Figura 8 - Mapa do uso e ocupação do solo da área de estudo (Fonte: Adaptado de Souza <i>et al.</i> , 2020).....	87
Figura 9 - Mapa da geologia da área de estudo (Fonte: Adaptado de Santos <i>et al.</i> , 2002)	88
Figura 10 - Mapa da pedologia da área de estudo (Fonte: Adaptado de PERH-PB, 2006)	89
Figura 11 - Mapa da média do nível do lençol freático pós-estação chuvosa da área de estudo	90
Figura 12 - Mapa da distância a partir dos cinco rios selecionados como fonte hídrica para RGA na área de estudo. De cima para baixo: baixo rio Paraíba (rosa), rio Marés (marrom), rio Mumbaba (amarelo), rio Mamuaba (vermelho) e rio Gramame (verde escuro)	91
Figura 13 - Mapa de distância a partir das plantas de tratamento de esgotos selecionadas como fonte hídrica para RGA na área de estudo. As ETE's são: Mangabeira (ETE1), Pedras de Fogo (ETE2), Roger (ETE3), Odilândia (ETE4) e Santa Rita (ETE5)	92
Figura 14 - Mapa da distância dos rios e riachos para as possíveis áreas de recarga com águas de efluentes tratados na área de estudo.....	93

Figura 15 - Elevação do terreno, pontos de captação de água dos rios para irrigação (PC1 e PC2) e localização das ETE's na área de estudo: Mangabeira (ETE1), Pedras de Fogo (ETE2), Roger (ETE3), Odilândia (ETE4) e Santa Rita (ETE5) (Fonte: Brasil, 2008b).....	94
Figura 16 - Mapa da declividade do terreno da área de estudo (Fonte: Brasil, 2008b).....	95
Figura 17 - Peso percentual dos critérios para as matrizes A, B, C, D e E sobre a RGA com águas de rios na área de estudo. C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DR: distância a partir dos rios; C6-EL: elevação; C7-DE: declividade do terreno	97
Figura 18 - Peso percentual dos critérios para as matrizes A, B, C, D e E sobre a RGA com águas de efluente tratado na área de estudo. C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DC: distância a partir dos corpos de água; C6-DT: distância a partir da planta de tratamento; C7-EL: elevação; C8-DE: declividade do terreno	100
Figura 19 - Mapa de adequação para RGA com águas de rios na área de estudo. De cima para baixo: baixo rio Paraíba (rosa), rio Marés (marrom), rio Mumbaba (roxo), rio Mamuaba (cinza) e rio Gramame (azul).....	104
Figura 20 - Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de rios a partir do total da área de estudo	105
Figura 21 - Mapas de adequação para RGA com águas de efluente tratado na área de estudo. Sendo (a) localização das plantas de tratamento de efluentes domésticos, (b) ETE1 - Mangabeira, (c) ETE2 - Pedras de Fogo, (d) ETE3 - Roger, (e) ETE4 - Odilândia e (f) ETE5 - Santa Rita.....	107
Figura 22 - Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de efluente tratado com relação a área viável nos 8 km a partir de cada ETE na BRG-BRP	109
Figura 23 - Análise de sensibilidade do modelo no mapeamento de adequação para RGA com águas de rios, baseada na mudança de escala nos elementos: (a) C1-UC/C2-GE=0,814, (b) C1-UC/C3-PE=0,894, (c) C1-UC/C4-PF=0,356, (d) C1-UC/C5-DR=0,333 (e) C1-UC/C6-EL=0,590 e (f) C1-UC/C7-DE=0,447	115
Figura 24 - Troca de classe de adequação a partir da mudança de peso do critério.....	116
Figura 25 - Mapas de adequação de áreas para RGA com águas de rios na área de estudo de acordo com quinze simulações no elemento C1-UC/C5-DR=0,333.....	119
Figura 26 - Análise de sensibilidade do modelo no mapeamento de adequação para RGA com águas de efluente tratado da ETE1 – Mangabeira, baseada na mudança de escala nos elementos: (a) C1-UC/C2-GE=0,678, (b) C1-UC/C3-PE=1,027, (c) C1-UC/C4-PF=0,264, (d)	

C1-UC/C5-DC=0,474, (e) C1-UC/C6-DT=0,321, (f) C1-UC/C7-EL=0,678 e (g) C1-UC/C8-DE=0,447..... 122

Figura 27 - Mapas de adequação de áreas para RGA com águas de efluente tratado da ETE1 - Mangabeira na área de estudo com base em dezessete simulações no elemento C1-UC/C6-DT=0,321..... 124

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classe de enquadramento das águas subterrâneas baseada na Resolução CONAMA n° 396/2008	41
Tabela 2 - Escala fundamental (Saaty, 1990)	52
Tabela 3 - Classes de adequação dos critérios para mapeamento de adequação de áreas para RGA com uso de águas de rios.....	71
Tabela 4 - Classes de adequação dos critérios para mapeamento de adequação de áreas para RGA com uso de águas de efluentes tratados (adicionais aos critérios da Tabela 3).....	73
Tabela 5 - Matriz de decisão para RGA com águas de rios	82
Tabela 6 - Matriz de decisão para RGA com águas residuárias tratadas	83
Tabela 7 - Escalas de intensidade de importância entre dois critérios (Eastman, 2003).....	86
Tabela 8 - Razões úmido/seco típicas para sistemas de TSA.....	96
Tabela 9 - Matrizes A, B, C, D e E com resultado dos julgamentos dos especialistas sobre as escalas de importância dos critérios e seus respectivos julgamentos e pesos relacionados à RGA com águas de rios na área de estudo	97
Tabela 10 - Prioridades baseadas nas respostas das matrizes A, B, C, D e E sobre a RGA com águas de rios na área de estudo.....	98
Tabela 11 - Matriz base 1 de agregação dos julgamentos individuais com pesos dos critérios para o procedimento de mapeamento de adequação da RGA com águas de rios na área de estudo.....	99
Tabela 12 - Matrizes A, B, C, D e E com resultado dos julgamentos dos especialistas sobre as escalas de importância dos critérios e seus respectivos julgamentos e pesos relacionados à RGA com águas de efluente tratado na área de estudo	100
Tabela 13 - Prioridades baseadas nas respostas das matrizes A, B, C, D e E sobre a RGA com águas de efluente tratado na área de estudo.....	100
Tabela 14 - Matriz base 2 de agregação dos julgamentos individuais com pesos dos critérios para o procedimento de mapeamento de adequação da RGA com águas de efluente tratado na área de estudo	101
Tabela 15 - Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de rios a partir do total da área de estudo	104
Tabela 16 - Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de efluente tratado a partir do total da área de estudo	109

Tabela 17 - Estimativa de área necessária para infiltração com águas residuárias tratadas a partir das ETE's.....	111
---	-----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AHP	<i>Analytic Hierarchy Process</i>
AIJ	<i>Aggregation of Individual Judgements</i>
AIP	<i>Aggregation of Individual Priorities</i>
ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ASR	<i>Aquifer Storage and Recovery</i>
ASTR	<i>Aquifer Storage, Transfer and Recovery</i>
BRAMAR	<i>BRAzil-Managed-Aquifer-Recharge</i>
BRG	Bacia hidrográfica do rio Gramame
BRP	Bacia hidrográfica da parte do baixo curso do rio Paraíba
CDPH	<i>California Department of Public Health</i>
CLP	Combinação Linear Ponderada
CNRH	Conselho Nacional de Recurso Hídricos
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DE	Declividade do terreno
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DC	Distância a partir dos corpos de água
DR	Distância a partir dos rios
DT	Distância a partir da planta de tratamento
EL	Elevação
EPHC	<i>Environment Protection and Heritage Council</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FDEP	<i>Florida Department of Environmental Protection</i>
FM	Filtração em Margem
GE	Geologia
GIS-MCDA	<i>Geographic Information Systems - MultiCriteria Decision Analysis</i>
IC	Índice de Consistência
ICG	Índice de Consistência Geométrica
MAR	<i>Managed Aquifer Recharge</i>

MPO	Média ponderada ordenada
NHMRC	<i>National Health and Medical Research Council</i>
NRMMC	<i>National Resource Management Ministerial Council</i>
PE	Pedologia
PERH	Política Estadual de Recursos Hídricos
PERH-PB	Plano Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba
PF	Profundidade do lençol freático
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
POA	Processos Oxidativos Avançados
RGA	Recarga Gerenciada de Aquífero
SDSS	<i>Spatial Decision Support Systems</i>
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
TSA	Tratamento solo-aquífero
UV	Ultravioleta
UC	Uso e cobertura do solo
SIG	Sistemas de Informação de Geográfica
SST	Sólidos Suspensos Totais
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
1.1	JUSTIFICATIVA	22
1.2	HIPÓTESES	24
1.3	OBJETIVOS	25
1.3.1	Objetivo Geral	25
1.3.2	Objetivos Específicos.....	25
1.4	ESTRUTURA DA TESE.....	26
2	REFERENCIAL TEÓRICO	27
2.1	CONCEITO E TÉCNICAS DE RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFEROS	27
2.2	PANORAMA MUNDIAL DA RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFEROS	33
2.3	BASE LEGAL DA RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFEROS	39
2.4	SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO ESPACIAL	46
2.5	ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO.....	49
2.5.1	Métodos de Análise de Decisão Multicritério	49
2.5.2	Processo de Análise Hierárquica (AHP)	51
2.5.3	Tomada de decisão em grupo com base em GIS-MCDA	54
2.6	ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO BASEADA EM SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA NA RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFEROS	58
3	MATERIAIS E MÉTODOS	62
3.1	ÁREA DE ESTUDO	62
3.2	COLEÇÃO DE DADOS	64
3.3	METODOLOGIA DA PESQUISA	65
3.4	ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO EM SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (GIS-MCDA)	66
3.4.1	Definição do problema	66
3.4.2	Mapeamento de restrições	66

3.4.3	Mapeamento de adequação	67
3.4.3.1	Escolha dos critérios.....	67
3.4.3.2	Estrutura hierárquica	73
3.4.3.3	Padronização	74
3.4.3.4	Atribuição de peso dos critérios pelo método AHP	74
3.4.3.5	Regra de decisão.....	76
3.5	A TOMADA DE DECISÃO EM GRUPO PELO PROCESSO DE ANÁLISE HIERÁRQUICA.....	78
3.5.1	Perfis dos especialistas consultados	79
3.5.2	Matrizes com problema de decisão.....	81
3.6	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS MODELOS.....	84
3.7	MAPAS UTILIZADOS NA ANÁLISE MULTICRITÉRIO EM SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA.....	86
3.8	ESTIMATIVA DA ÁREA DE INFILTRAÇÃO NECESSÁRIA PARA RGA.....	95
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	97
4.1	O PROCESSO DE ANÁLISE HIERÁRQUICA	97
4.1.1	Avaliação dos critérios pelo método AHP para RGA com águas de rios	97
4.1.2	Avaliação dos critérios pelo método AHP para RGA com águas de efluente tratado.....	100
4.2	APLICAÇÃO DO GIS-MCDA A PARTIR DA ABORDAGEM DE AGREGAÇÃO DOS JULGAMENTOS INDIVIDUAIS	103
4.2.1	Mapeamento de adequação de áreas para RGA com águas de rios.....	103
4.2.2	Mapeamento de adequação de áreas para RGA com águas de efluente tratado.....	106
4.2.2.1	Qualidade da água subterrânea na área de estudo	112
4.2.2.2	Qualidade do efluente tratado na área de estudo.....	113
4.3	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS MODELOS GIS-MCDA.....	114

4.3.1	Análise de sensibilidade do modelo GIS-MCDA no mapeamento de adequação para RGA com águas de rios	114
4.3.2	Análise de sensibilidade do modelo GIS-MCDA no mapeamento de adequação para RGA com águas de efluente tratado	121
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	127
	REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	131
	APÊNDICE A – Matrizes de comparação aos pares com os julgamentos dos critérios para o mapeamento de adequação da RGA com águas de rios	155
	APÊNDICE B – Peso percentual e prioridades dos critérios para o mapeamento de adequação da RGA com águas de rios	156
	APÊNDICE C – Matrizes de comparação aos pares com os julgamentos dos critérios para o mapeamento de adequação da RGA com águas de efluente tratado	157
	APÊNDICE D – Peso percentual e prioridades dos critérios para o mapeamento de adequação da RGA com águas de efluente tratado	158
	APÊNDICE E – Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de rios a partir do total da área de estudo	159
	APÊNDICE F – Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de efluente tratado a partir do total da área de estudo	160

1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas e o aumento da demanda de água devido ao crescimento populacional têm conduzido à superexploração dos recursos hídricos subterrâneos e provocado o declínio do nível do lençol freático em muitas regiões do planeta (BHUIYAN, 2015). As águas subterrâneas são essenciais para o desenvolvimento agrícola em diversas regiões áridas, semiáridas e costeiras (GARDUÑO e FOSTER, 2010). Dessa forma, a baixa disponibilidade desse recurso hídrico pode gerar aumentos nos custos da irrigação (SALEM *et al.*, 2018), além de possíveis conflitos pelo uso da água (TSUYUGUCHI *et al.*, 2020).

A agricultura irrigada possui um papel significativo no fornecimento de alimentos e matérias-primas, sendo o setor com maior consumo de água no mundo (VELASCO-MUÑOZ *et al.*, 2019). No Brasil, por exemplo, segundo o Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos, 66,1% do total da água nas bacias hidrográficas em 2019 foram consumidas pelo setor de irrigação, o que representa um total de aproximadamente 743,625 m³/s (ANA, 2020). Em várias regiões do Brasil, o cenário de alta demanda e baixa disponibilidade hídrica tem levado os cientistas e planejadores a buscarem estratégias que possam controlar os rebaixamentos significativos dos aquíferos, em decorrência da superexploração dos mesmos (SAHOO *et al.*, 2021).

Nesse contexto da necessidade de segurança hídrica nas bacias hidrográficas, a Recarga Gerenciada de Aquífero (RGA) surge como uma alternativa viável de engenharia para conferir maior resiliência à seca a partir da recarga intencional de água em aquíferos (BOUWER, 2002; DILLON, 2005). Uma forma de mitigar a distribuição irregular das águas superficiais e os impactos decorrentes sobre a agricultura é armazenar estrategicamente no aquífero a água superficial excedente do período chuvoso para uso futuro.

Tal estratégia pode ser efetivada a partir de bacias de infiltração com a recarga e a recuperação da água para uso no período seco (GONZALEZ *et al.*, 2020), ou através de poços de injeção para a recarga e a recuperação da água (DAVID e PYNE, 1995). Além da água superficial disponível nos rios, a RGA também tem sido amplamente realizada via sistema de tratamento solo-aquífero (TSA) com uso de águas residuárias tratadas, a partir de bacias de infiltração (BARRY *et al.*, 2017; GRINSHPAN *et al.* 2021). No sistema de bacia de infiltração com uso de águas residuárias tratadas, o TSA pode oferecer um tratamento adicional por meio da zona não saturada do aquífero (SHARMA e KENNEDY, 2017).

Nas bacias de infiltração, construídas para recarga com uso de águas de rios, a água é desviada para fora do rio e pode ser infiltrada no aquífero não confinado (DILLON, 2005). Os

projetos de RGA que envolvem o TSA, usando as águas residuárias tratadas, são também opções atraentes no apoio à irrigação, pois em geral, são menos onerosos que os esquemas de poços de injeção (BARRY *et al.*, 2017). Essa abordagem, na qual as áreas agrícolas podem servir de locais alternativos para bacias de infiltração temporária, permite também o melhor uso dos recursos terrestres para recarga de águas subterrâneas, à medida que as áreas destinadas para o TSA tornam-se limitadas e a quantidade de águas residuárias tratadas disponíveis aumenta (GRINSHPAN *et al.*, 2021).

A implementação de projetos de RGA requer a investigação e a consideração de vários fatores que influenciam na definição da área para recarga (DILLON *et al.*, 2018, 2009). A seleção de áreas com potencial de recarga é uma etapa primordial para evitar possíveis problemas na implementação e desenvolvimento de projetos de RGA. A seleção dessas áreas deve considerar estudos que envolvam a qualidade das águas envolvidas, as características hidrogeológicas e fisiográficas, bem como outros critérios que atestem a viabilidade do projeto.

Face aos diversos critérios envolvidos e à complexidade na seleção dessas áreas para RGA, a abordagem integrada de um método de análise de decisão multicritério, aliada a Sistemas de Informação Geográfica (SIG), surge como uma ferramenta poderosa que permite analisar e resolver problemas de decisão espacial complexos que envolvem vários critérios e participantes (MALCZEWSKI, 2006; MALCZEWSKI e JANKOWSKI, 2020). Essa abordagem, também chamada de GIS-MCDA (*Geographic Information Systems - MultiCriteria Decision Analysis*), combina informações geográficas (espaciais) e julgamentos de valor (as preferências do tomador de decisão) na busca por alternativas de decisão (BOROUSHAKI e MALCZEWSKI, 2010).

Portanto, diante da necessidade de encontrar soluções para aumentar a segurança hídrica em bacias hidrográficas onde as águas subterrâneas são superexploradas, esta pesquisa busca, a partir de uma análise multicritério espacial e, com base em um grupo de tomada decisão (especialistas), recomendar áreas com potencial para RGA por infiltração com uso de águas de rios e águas residuárias tratadas na bacia hidrográfica do rio Gramame (BRG) e parte do baixo curso do rio Paraíba (BRP) no Nordeste do Brasil.

1.1 JUSTIFICATIVA

Segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba (PERH-PB) de 2006, o Índice de Utilização da Disponibilidade Anual para a bacia do rio Gramame indicou uma demanda superior à disponibilidade, o que leva à repressão dos usos, principalmente para a irrigação. A bacia hidrográfica do rio Gramame disponibiliza 48% de suas águas para a grande João Pessoa. Dessa forma, o remanescente torna-se insuficiente para suprir todas as demandas de irrigação (PERH-PB, 2006). Nesta região, além das mudanças climáticas que afetam a produção da cana-de-açúcar (CONAB, 2021), em cenários de longo prazo (até 2050), pode-se observar que a demanda de água é sensível ao impacto das forças socioeconômicas (ABELS *et al.*, 2017).

Na bacia hidrográfica do rio Gramame, as disponibilidades máximas dos aquíferos já foram totalmente ativadas. Isto indica que as águas subterrâneas são superexploradas. Assim sendo, o limite do potencial de água subterrânea que pode ser explorado já chegou a ser ultrapassado com prováveis implicações na demanda ecológica natural. Um cenário semelhante ocorre na região do baixo curso do rio Paraíba, onde os índices mostram também sérias restrições em quantidade de água para as atividades agrícolas caso as outras demandas sejam priorizadas (*e.g.*, abastecimento humano, industrial e pecuária), o que tem gerado conflitos pelo uso da água (ABELS *et al.*, 2017; PERH-PB, 2006).

Além da superexploração da água subterrânea, os efeitos climáticos no Nordeste do Brasil tendem a dificultar cada vez mais o plantio de culturas importantes para segurança alimentar e produção de matéria-prima, como a cana-de-açúcar, abacaxi e mandioca (CARVALHO *et al.*, 2015; DIAS e SENTELHAS, 2018; VISSÉS *et al.*, 2018).

Em estudos anteriores relacionados ao planejamento dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Gramame, Silva *et al.* (2002) já afirmavam que a infraestrutura hídrica à época não satisfazia as demandas do sistema, e que uma avaliação preliminar feita baseada em índices de sustentabilidade apontava a necessidade de construção de ao menos dois reservatórios na bacia hidrográfica do rio Gramame, sendo um no rio Mumbaba com volume de aproximadamente 41 milhões de m³ e, outro no alto curso do rio Gramame, no município de Pedras de Fogo com capacidade de 8 milhões de m³. Contudo, seria essa a principal alternativa para mitigar conflitos entre os setores de irrigação e abastecimento de água da grande João Pessoa?

Por outro lado, por exemplo, estudos como de Althoff *et al.* (2020) e Mugabe *et al.* (2003) chamam a atenção para os impactos das mudanças climáticas na evaporação e,

consequentemente, na disponibilidade de água em pequenos reservatórios. No caso de reservatórios menores, o risco de falha no abastecimento de água é maior, o que aumenta a vulnerabilidade da água para atividades agrícolas (ALTHOFF *et al.*, 2020).

Ao considerar os problemas mencionados nos parágrafos anteriores, a RGA surge como uma alternativa, tanto relacionada ao aumento da disponibilidade hídrica quanto aos reservatórios superficiais (MEGDAL e DILLON, 2015; RINGLEB *et al.*, 2016). Alguns estudos discutiram a RGA com as águas de rios e águas residuárias como uma alternativa para melhoria do sistema hídrico da bacia do rio Gramame e na parte do baixo curso do rio Paraíba (COUTINHO *et al.*, 2018; WALTER, 2018), porém, esses estudos não discutiram quais seriam as áreas favoráveis para possíveis projetos de RGA, como bacias de infiltração.

A identificação dessas áreas com potencial para esquemas de RGA em larga escala requer uma avaliação que envolve vários critérios. Critérios esses que, a depender dos especialistas, tomadores de decisão ou planejadores que os avaliam, podem receber um maior ou menor julgamento de valor dentro do processo decisório, uma vez que a importância relativa de um critério é altamente discutível (CHOWDHURY *et al.*, 2010; SALLWEY *et al.*, 2019).

Assim, é dentro desse contexto que esse estudo usa o método de análise multicritério em SIG para tomada de decisão em grupo, a partir de um conjunto de critérios com base no qual as alternativas de decisão são avaliadas. Em geral, considerando os estudos de GIS-MCDA em RGA, pouco se tem discutido sobre as mudanças de peso dos critérios e sua influência na adequação das áreas para RGA (KUMAR *et al.*, 2016; SINGH *et al.*, 2017; STEINEL *et al.*, 2016; TSANGARATOS *et al.*, 2017).

Da mesma forma, os estudos de mapeamento de adequação para RGA geralmente não revelam o número de especialistas consultados, como também não esclarecem a forma de agregação dos julgamentos estabelecidos pelo grupo de indivíduos (AHMADI *et al.*, 2017; ANANE *et al.*, 2021; BONILLA VALVERDE *et al.*, 2016; FATHI *et al.*, 2020; FUENTES e VERVOORT, 2020; GDOURA *et al.*, 2015), sendo esse também um dos pontos que influenciam no mapeamento dessas áreas com potencial para RGA.

1.2 HIPÓTESES

Face à necessidade de aumentar a resiliência em bacias hidrográficas, a RGA representa uma alternativa estratégica frente à superexploração dos recursos hídricos e aos impactos das mudanças climáticas. A RGA está prevista legalmente no Brasil pela Resolução nº 153/2013 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Contudo, a identificação de áreas com potencial de RGA constitui-se um grande desafio do ponto de vista do planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos em bacias hidrográficas. Dentro dessa perspectiva, algumas metodologias já são capazes de identificar essas áreas de adequação para RGA com uso do SIG.

Assim, tendo em vista essa potencialidade do SIG, aliado aos métodos de análise multicritério, algumas hipóteses foram levantadas quanto à identificação de áreas com potencial para RGA em uma bacia hidrográfica costeira no Nordeste do Brasil, a saber:

- Os mapas de áreas com potencial para recarga gerenciada de aquífero obtidos a partir de análise multicritério em ambiente SIG ajudam na tomada de decisão para implementação de projetos de RGA.
- Quão subjetivas são as preferências de um tomador de decisão na escolha de uma melhor área para recarga gerenciada de aquíferos.
- As áreas identificadas como adequadas para RGA podem ser usadas no plano de gestão de água da bacia hidrográfica.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo Geral

- Recomendar áreas com potencial de recarga gerenciada de aquífero para infiltração de águas de rios e efluentes domésticos tratados na bacia hidrográfica do rio Gramame e na parte do baixo curso do rio Paraíba (BRG-BRP), usando uma abordagem de análise multicritério em ambiente SIG.

1.3.2 Objetivos Específicos

- Estudar um conjunto de critérios para auxiliar na tomada de decisão quanto à recarga gerenciada do aquífero a partir de informações geoambientais;
- Realizar um mapeamento de adequação a partir de uma modelagem espacial multicritério usando a tomada de decisão em grupo AHP (do inglês: *Analytic Hierarchy Process*);
- Analisar a sensibilidade do peso dos critérios no modelo espacial com base na sua influência para definição de áreas com potencial de recarga gerenciada de aquífero;
- Investigar a robustez dos resultados das áreas com classe de adequação muito altas às mudanças de preferências na tomada de decisão;
- Estimar uma área necessária para aplicação da RGA com águas de rios e águas de efluentes domésticos tratados.

1.4 ESTRUTURA DA TESE

O capítulo introdutório da tese diz respeito aos aspectos relacionados à contextualização do problema da pesquisa, incluindo a presente introdução (capítulo 1), a justificativa da pesquisa, a definição das hipóteses e os respectivos objetivos do trabalho.

No capítulo 2, referencial teórico, o conceito de recarga gerenciada de aquífero e as técnicas são apresentados. Nesse capítulo, ainda são apresentadas informações por meio de um panorama da RGA e os seus aspectos legais. No capítulo 2 também são introduzidos conceitos referentes ao suporte à decisão espacial, à análise de decisão multicritério e aos métodos de análise multicritério. A concepção do método AHP e da tomada de decisão em grupo, além de uma revisão da literatura sobre GIS-MCDA em RGA, ainda são apresentadas nesse segundo capítulo.

No capítulo 3 são apresentados os procedimentos metodológicos empregados para alcançar os objetivos propostos da pesquisa, bem como os mapas dos critérios estudados e usados na modelagem multicritério, sendo os resultados obtidos expostos posteriormente no capítulo 4.

Resumidamente, no capítulo 4 estão presentes os resultados da avaliação dos critérios pelo método AHP por um grupo de especialistas, a aplicação do GIS-MCDA para o mapeamento de adequação das áreas com potencial de recarga e a análise de sensibilidade realizada dos modelos. Além disso, no decorrer do capítulo 4, uma estimativa de área necessária para infiltração da água, bem como alguns aspectos relacionados à qualidade do efluente doméstico tratado e da água subterrânea são apresentados.

No capítulo 5 são reportadas as conclusões e recomendações para investigações futuras sobre o tema. Finalmente, as referências bibliográficas citadas no texto e os apêndices que compreendem pontos específicos do texto são por último apresentados.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 CONCEITO E TÉCNICAS DE RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFEROS

A RGA ou MAR (do inglês: *Managed Aquifer Recharge*) diz respeito a um termo designado para um procedimento que se utiliza dos princípios de engenharia para introduzir água superficial em aquífero de forma proposital e planejada (BOUWER, 2002; DILLON, 2005; DILLON *et al.*, 2009).

Existe um amplo número e variedade de métodos usados (DILLON, 2005; DILLON *et al.*, 2009), assim como existem várias classificações propostas de agrupamento dos métodos de RGA (SPRENGER *et al.*, 2017; STEFAN e ANSEMS, 2018; YUAN *et al.*, 2016). Bonilla Valverde *et al.* (2018) apresentaram uma classificação das principais técnicas de RGA: os métodos difusos (*e.g.*, bacias e lagoas de infiltração), filtração em margem (*e.g.*, método em rios ou lagos), modificações em canal (*e.g.*, barragens de areia), coleta de escoamento (*e.g.*, método de coleta de águas de chuva em telhados) e poços de recarga (*e.g.*, armazenamento e recuperação da água no mesmo poço ou armazenamento e recuperação da água em poço diferente). Esses dois últimos métodos de RGA relacionados com poços de recarga são conhecidos na literatura como: *Aquifer Storage and Recovery* (ASR) ou *Aquifer Storage, Transfer and Recovery* (ASTR). Alguns desses métodos de RGA são ilustrados na Figura 1.

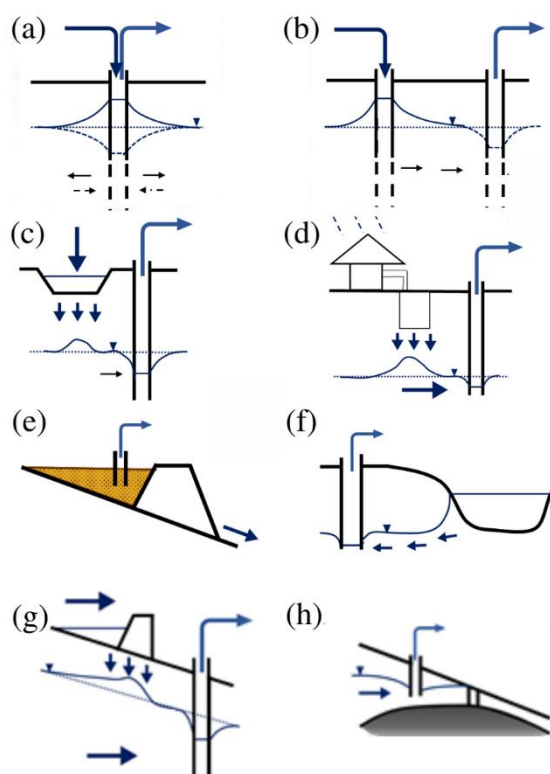


Figura 1 - Métodos de RGA: (a) ASR, (b) ASTR, (c) lagoa de infiltração, (d) coleta de água de chuva em telhados, (e) barragem de areia, (f) filtração em margem, (g) tanque de percolação e (h) barragem subterrânea (Fonte: Adaptado de Dillon, 2005)

Estes esquemas de RGA, apresentados na Figura 1, são descritos respectivamente como:

- (a) ASR: a injeção da água em um poço para armazenamento e bombeamento a partir do mesmo poço;
- (b) ASTR: a injeção da água em um poço para armazenamento e bombeamento a partir de um poço diferente, em geral para fornecer um tratamento adicional na água;
- (c) Lagoa de infiltração: são lagoas construídas normalmente fora do rio onde a água superficial é desviada e pode infiltrar-se (geralmente através de uma zona não saturada) para o aquífero não confinado subjacente;
- (d) Coleta de águas de chuva em telhados: o escoamento do telhado é desviado para um poço ou tanque de infiltração preenchido por areia ou cascalho, que permite a

percolação para o lençol freático, a partir do qual a água é coletada por bombeamento de um poço;

- (e) Barragem de areia: são construídas nas regiões semiáridas sobre litologia de baixa permeabilidade; esses sedimentos são acumulados quando ocorre o fluxo e, após sucessivas enchentes, a barragem de areia é formada criando um “aquífero aluvial” que pode ser explorado por meio de poços;
- (f) Filtração em margem: extração da água subterrânea de um poço próximo a um rio ou lago para induzir a infiltração a partir do corpo hídrico superficial para o poço com a finalidade de melhoria da qualidade da água;
- (g) Tanque de percolação: um corpo de água superficial criado artificialmente em áreas de terrenos altamente permeáveis, onde a água do escoamento superficial coletada infiltra e recarrega o aquífero não confinado;
- (h) Barragem subterrânea: uma trincheira construída no leito de um rio efêmero e preenchida com material de baixa permeabilidade para ajudar a reter o fluxo de cheias em aluviões saturados para armazenamento e uso.

Os sistemas de RGA possuem diversos objetivos, dentre os quais pode-se mencionar:

i) garantir e melhorar o abastecimento de água, ii) prevenir a evaporação da água armazenada em reservatórios superficiais, iii) prevenir a intrusão salina nos aquíferos costeiros e, iv) manter fluxos ambientais e ecossistemas dependentes da água subterrânea. Além disso, a RGA também possui benefícios relacionados à melhoria da qualidade da água de recarga e da água subterrânea, controle de subsidência do solo e mitigação de enchentes. Esses sistemas de RGA mencionados anteriormente podem usar várias fontes de água para recarga, a saber: águas de efluente doméstico tratado, águas de rios, águas coletadas da chuva, águas de escoamento superficial, águas de abastecimento e até águas de outros aquíferos (DAVID e PYNE, 1995; DILLON *et al.*, 2009; RINGLEB *et al.*, 2016).

Dillon *et al.* (2009) mostram os componentes de um sistema de RGA. Esses componentes são elementos-chave do processo de RGA (YUAN *et al.*, 2016), a saber:

- (1) Zona de captura: está relacionada com a fonte hídrica para recarga;
- (2) Pré-tratamento da água para recarga: no mínimo, bacias intermediárias de sedimentação e filtração (tratamento primário) podem ser necessárias para minimizar

o risco de entupimento das estruturas de RGA quando uso de águas de rios (ver Figura 2a) (MARÉCHAL *et al.*, 2020); por outro lado, quando a fonte hídrica de recarga são efluentes domésticos (*e.g.*, primário, secundário ou terciário) (ver Figura 2b), o pré-tratamento pode envolver os processos de sedimentação, filtração por membrana, desinfecção por ozônio ou processos oxidativos avançados (POA), ou a combinação deles pode ser necessária para controle de compostos orgânicos e patógenos (SHARMA e KENNEDY, 2017);

- (3) Recarga: a RGA pode ser feita por vários métodos e as diversas características locais e do aquífero influenciam nesse processo;
- (4) Armazenamento subsuperficial: o armazenamento da água pode ser feito em aquífero livre e/ou confinado;
- (5) Recuperação da água: a água armazenada pode ser bombeada por poço próximo do sistema de recarga;
- (6) Pós-tratamento: é utilizado para obtenção de uma água apropriada conforme uso final pretendido;
- (7) Uso final: a água do aquífero pode ser usada para abastecimento humano, irrigação e outras finalidades.

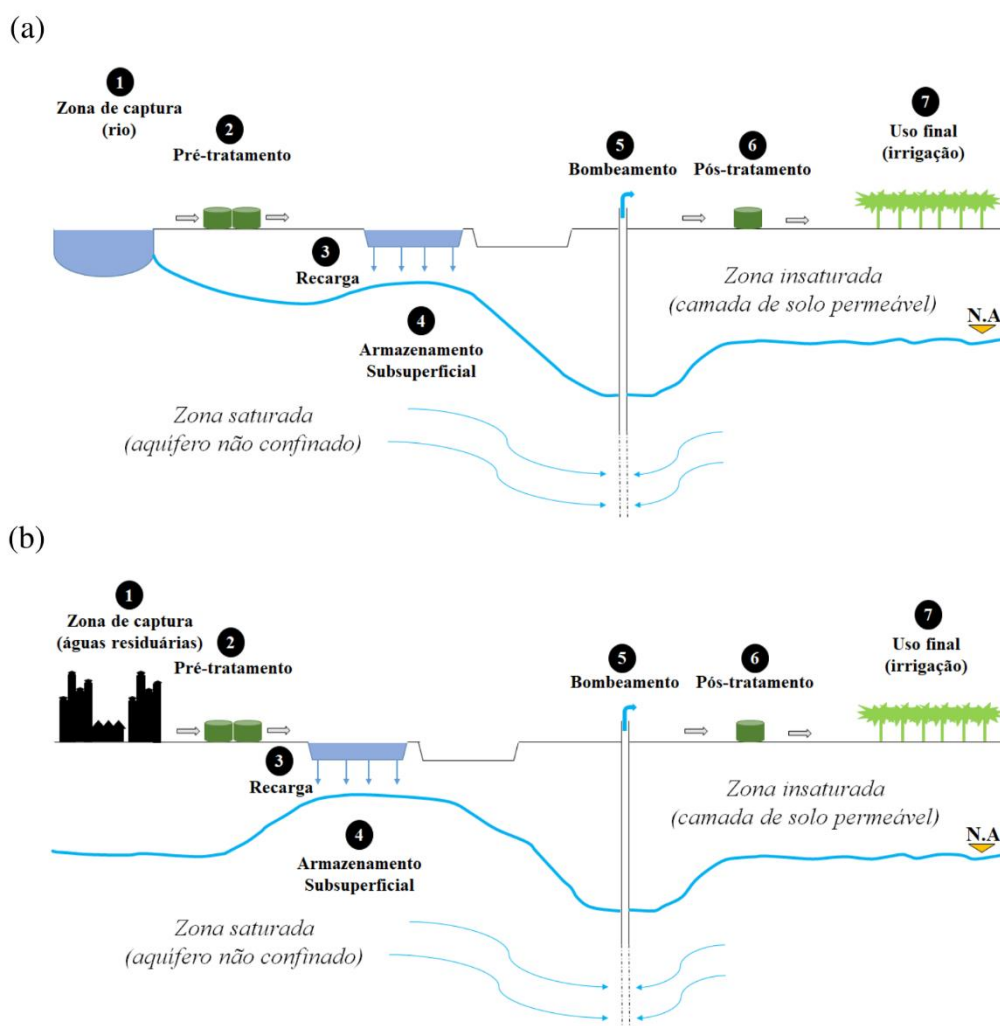


Figura 2 - Componentes de um projeto de RGA: (a) água de rio como fonte de recarga para uso final na agricultura e (b) água residuária tratada como fonte de recarga para uso final da agricultura (Fonte: Adaptado de Dillon *et al.*, 2009)

Nos sistemas de tratamento solo-aquífero (TSA), em que as águas de estações de tratamento são utilizadas para subsequente reuso, o pós-tratamento depende do uso da água, o que pode envolver alguns processos como: *i*) aeração e filtração (*e.g.*, remoção de ferro, manganês e amônio), *ii*) coagulação, adsorção, POA e filtração por membranas (*e.g.*, remoção de contaminantes específicos como micropoluentes), ou *iii*) desinfecção (*e.g.*, cloração e UV) (SHARMA *et al.*, 2016).

O pré e o pós-tratamento dos sistemas de tratamento solo-aquífero devem atender aos padrões regulamentares de qualidade de água vigentes para recarga de águas subterrâneas e reutilização de águas residuárias (SHARMA e AMY, 2011). Quando o pré-tratamento é feito de forma inadequada nos sistemas de TSA, isso pode levar à obstrução de componentes do sistema, reduzindo seu tempo de execução e capacidade de remoção, o que torna necessário um pós-tratamento adicional (PAVELIC *et al.*, 2011). E por outro lado, um pré-tratamento

adequado exigirá um pós-tratamento mínimo, o que garante também que não haja prejuízo sobre o aquífero e o corpo hídrico (SHARMA e KENNEDY, 2017). Portanto, a qualidade da água de recarga deve estar em conformidade com os padrões legais para autorização da recarga (MARÉCHAL *et al.*, 2020). Esses aspectos serão discutidos mais detalhadamente na seção 2.3 (Base Legal da Recarga Gerenciada de Aquíferos).

De acordo com Gonzalez *et al.* (2020), a recarga feita nesses sistemas de bacias de infiltração apresenta um menor custo para armazenamento adicional de água em áreas rurais. Segundo Bouwer (2002), a recarga por poço de injeção é mais onerosa do que os sistemas de infiltração superficial. Assim, isso evidencia mais uma das vantagens do método difuso (bacia de infiltração), que é considerado uma das técnicas de RGA mais adequadas para esse estudo (COUTINHO *et al.*, 2018; WALTER, 2018).

Muito embora as técnicas de RGA sejam específicas para cada local, alguns princípios praticados são comuns para a maioria dos sistemas de RGA. Os três principais fatores de engenharia que podem influenciar o desempenho dos sistemas difusos são: *i*) o pré-tratamento da água reciclada, *ii*) as características locais e *iii*) as condições de operação (USEPA, 2012). A seleção de local para RGA depende das características hidrogeológicas e o desempenho dos sistemas de métodos difusos é altamente dependente da qualidade da água da fonte (SHARMA e KENNEDY, 2017).

Os fatores como adequação para a percolação, proximidade aos canais de transporte e/ou estações de tratamento de águas residuárias e, a disponibilidade de áreas são importantes. Além disso, esses tipos de sistemas apresentados anteriormente são limitados ao tamanho e à profundidade da bacia de infiltração, bem como à localização dos poços de produção, devido ao tempo de viagem do fluxo de água (USEPA, 2012).

O sistema difuso depende também das condições de operação. A superfície do solo deve permanecer desobstruída e a qualidade da água não deve inibir a infiltração. As bacias de infiltração são geralmente operadas em ciclos úmido/seco para otimizar o processo de influxo e a percolação. Elas podem ser estruturadas em sistemas menores com várias bacias de infiltração para permitir uma melhor manutenção durante os ciclos (USEPA, 2012).

Portanto, de acordo com Sharma e Kennedy (2017), os sistemas de RGA podem ser integrados com outros sistemas convencionais e avançados de tratamento de água residuária, para produzir água de qualidade desejada para o uso pretendido, como é o caso também da filtração em margem (SHARMA *et al.*, 2016). Isso porque o TSA tem como vantagem a melhoria da qualidade física, química e microbiológica de efluentes tratados durante a passagem pelo solo, removendo partículas, microrganismos, metais pesados, nitrogênio,

matéria orgânica e micropoluentes orgânicos (ABEL *et al.*, 2014; CHA *et al.*, 2006; CRITES *et al.*, 2006; ELKAYAM *et al.*, 2015; LIAN *et al.*, 2013; MANSELL *et al.*, 2004; MILLER *et al.*, 2006).

Como qualquer outro sistema de RGA, que também possui desvantagem, um dos principais desafios desse método de recarga é a colmatção ou obstrução do sistema em decorrência da deposição de materiais finos na base das estruturas (BOUWER, 2002). Isso pode diminuir a recarga efetiva em bacias de infiltração que utilizam as águas residuárias tratadas como fonte de recarga (COUTINHO *et al.*, 2018). Nesse sentido, é fundamental o monitoramento tanto da qualidade da água de recarga quanto do aquífero, seja antes, durante e após o procedimento da recarga (PEZZI *et al.*, 2014).

2.2 PANORAMA MUNDIAL DA RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFEROS

Muito embora a prática da RGA já esteja consolidada em vários países há décadas, no Brasil, Hespanhol (2002) escreveu um dos primeiros artigos que discutem a importância da RGA com uso de efluente doméstico tratado. Nos trabalhos de Hespanhol (2015a, 2015b, 2008) são destacados os principais objetivos da recarga, as técnicas e a importância do processo de TSA como um atenuador de poluentes ao proporcionar níveis de tratamento elevados em termos de compostos orgânicos e organismos patogênicos. Em outro trabalho, Hespanhol (2006) ressalta a eficiência do sistema de recarga com bacia de infiltração na remoção de sólidos suspensos, material coloidal, algas, DBO₅, demanda química de oxigênio (DQO) e nitrogênio orgânico associado a material particulado presente no efluente doméstico tratado.

No Brasil, quase 20 anos depois das discussões apresentadas por Hespanhol (2002), ainda não se tem projetos de RGA em larga escala com uso de águas residuárias tratadas no Brasil. Contudo, algumas iniciativas têm sido desenvolvidas, principalmente, no âmbito acadêmico com projetos-pilotos de recarga que visam a melhoria da gestão dos recursos hídricos nas diversas regiões do país (SHUBO *et al.*, 2020).

No inventário global de RGA, que está disponível no portal do *International Groundwater Resources Assessment Center* (IGRAC), estão reunidas ao menos noventa aplicações de RGA no Brasil, sendo boa parte dessas soluções de RGA situadas na região Nordeste (STEFAN e ANSEMS, 2018). Quanto à técnica de RGA usada, esse mesmo inventário mostra uma predominância no uso de barragens subterrâneas. A maioria dessas

barragens subterrâneas encontra-se no Nordeste, onde 100% delas são usadas para maximizar o armazenamento de água para uso na agricultura (SHUBO *et al.*, 2020).

No semiárido brasileiro, as barragens subterrâneas são amplamente usadas para armazenar a água do período chuvoso. Segundo Stefan e Ansems (2018), informações repassadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) revelaram a construção de ao menos 3.914 barragens subterrâneas entre 2008 e 2015 na região Nordeste. Contudo, essa informação não foi incluída no inventário global disponível no portal do IGRAC.

De acordo com Silva *et al.* (2019), estudos remetem o início do uso das barragens subterrâneas entre o final do século XIX e início do século XX, no estado Rio Grande do Norte e na Paraíba, respectivamente. Em Santa Luzia-PB, Silva (1998) investigou um trecho do aquífero aluvial ao longo do rio Chafariz, onde foram construídas três barragens subterrâneas entre 1952 e 1954. No semiárido de Pernambuco, em Petrolina, no campo experimental da EMBRAPA-CPATSA, foram construídas também três barragens subterrâneas sucessivas para avaliar o desempenho em linhas de drenagem natural (BRITO *et al.*, 1989). Nesse estudo, Brito *et al.* (1989) constataram que apesar da extrema irregularidade na distribuição das chuvas, observaram-se aumentos na produtividade média das culturas de milho, feijão e sorgo com uso de água da barragem subterrânea. Também no semiárido de Pernambuco, Costa *et al.* (1998) descreveram uma experiência bem sucedida com a construção de uma barragem subterrânea usada para produção de frutíferas com produtos exportados em escala comercial para a Europa.

Oliveira Lima *et al.* (2020) avaliaram durante dois anos hidrológicos a concentração de metais em quatro barragens subterrâneas na sub-bacia do rio Cobras, no núcleo de desertificação do Seridó-RN. As concentrações de zinco, cobre e manganês estiveram dentro dos limites de potabilidade estabelecidos pela legislação. Porém, em duas das barragens subterrâneas, em alguns momentos, as águas apresentaram concentrações de cromo, níquel, ferro e chumbo acima do valor máximo permitido para o consumo humano.

No Recife-PE, Silva *et al.* (2004) estudaram a recarga de águas de chuva em poço de injeção no sistema aquífero da Planície do Recife. O estudo desenvolvido em escala piloto teve como um dos objetivos a recuperação do nível do lençol freático dos aquíferos profundos Beberibe e Cabo. O resultado mostrou uma vazão de injeção estimada possível de aproximadamente 2.380 m³/h. Posteriormente, Montenegro *et al.* (2006) analisaram diferentes cenários de recarga demonstrando a viabilidade da RGA no aquífero Cabo.

Na mesma região, Freitas *et al.* (2013) estudaram a filtração em margem (FM) no rio Beberibe. O projeto-piloto instalado às margens do rio contou com um poço de produção e

sete poços de observação. As amostras de água do poço de produção apresentaram bons resultados quanto à remoção de microrganismos patógenos. Nenhum microrganismo indicador de contaminação fecal, como *Escherichia coli*, foi encontrado. Veras *et al.* (2017) investigaram a atenuação de fármacos pela FM no mesmo projeto-piloto usado por Freitas *et al.* (2013). Resultados preliminares mostraram que o uso da FM usando dois poços de produção atenuou o nível do fármaco diclofenaco quando comparado com os níveis encontrados no rio Beberibe.

Silva (2016) fez uma avaliação da viabilidade de RGA em aquíferos fraturados salinizados em Petrolina-PE. O estudo conduzido no âmbito do projeto-piloto RECARFRAT buscou entender o processo de recarga dos aquíferos fraturados em meio cristalino e proporcionar melhoria na qualidade das águas subterrâneas com a redução da salinidade a partir da recarga. A infiltração de águas por trincheira com águas de um canal de irrigação e do rio São Francisco permitiu uma diminuição da condutividade elétrica já nos primeiros momentos de recarga, o que mostrou a viabilidade do sistema para diminuição da salinidade das águas subterrâneas.

Na Paraíba, o projeto BRAMAR, desenvolvido em cooperação com a Alemanha, buscou estratégias e tecnologias para mitigar a escassez de água no Nordeste do Brasil (ALMEIDA *et al.*, 2017). O projeto desenvolveu estudos relacionados à RGA em João Pessoa e em Sumé, respectivamente, na bacia do rio Gramame e no aquífero aluvial da bacia do rio Sucuru, região semiárida do estado. A fim de verificar a viabilidade técnica do uso de um sistema de RGA na bacia do rio Gramame, Silva (2016) e Coutinho *et al.* (2018) realizaram ensaios experimentais em colunas de solo para investigar a capacidade de infiltração e o processo de TSA com águas residuárias domésticas tratadas de uma lagoa de estabilização. O experimento contou com amostras de solo indeformadas que foram coletadas em locais diferentes na bacia hidrográfica do rio Gramame. Nesse estudo, verificou-se uma taxa de infiltração média de 10 mm/h e eficiências de remoções superiores a 60% para matéria orgânica, sólidos em suspensão e amônia. Problemas de colmatação foram encontrados devido às altas concentrações de sólidos suspensos, entretanto, a alternância entre os ciclos seco e úmido restaurou parte da capacidade do sistema de infiltração.

No outro estudo do projeto BRAMAR realizado no aquífero aluvial da bacia do rio Sucuru, Pontes Filho (2018) propôs estratégias baseadas em modelos conceituais para RGA com uso das águas superficiais e efluentes domésticos tratados como fonte de recarga. No estudo foram realizadas a caracterização hidrogeológica do aquífero, a caracterização da qualidade físico-química e microbiológica da água de alguns poços, do efluente da estação de

tratamento e da água do reservatório de Sumé. Essas informações da caracterização foram avaliadas e usadas na construção desses modelos conceituais, de forma que as estratégias apresentadas podem permitir benefícios, como o aumento da disponibilidade dos recursos hídricos e a melhoria da qualidade das águas subterrâneas.

No Sudeste do Brasil, Okpala (2011) verificou a capacidade do TSA em escala piloto por meio de colunas de solo coletados nas imediações do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, em Guarulhos-SP. As amostras de solo indeformadas foram coletadas da camada não saturada e os ensaios realizados com as águas residuárias tratadas provenientes do aeroporto. Utilizou-se diferentes cenários de infiltração controlada nas colunas de solo envolvendo efluentes secundários, secundários tratados por processos físico-químico e por sistemas de membranas de ultrafiltração. A qualidade do efluente após o TSA atendeu a diversos parâmetros importantes, como cloretos, nitrato e sólidos dissolvidos totais (SDT) estabelecidos pela portaria do Ministério da Saúde. Em outro estudo experimental realizado em Taubaté-SP, na bacia hidrográfica do rio Una, Diniz *et al.* (2008) consideraram viável a oportunidade de RGA com águas de chuva coletadas em telhados e injetadas por meio de poços de injeção.

No Distrito Federal, ao menos dois estudos desenvolvidos podem ser mencionados. Na Chapada da Canastra, Cadamuro e Campos (2005) realizaram estudos experimentais de RGA com águas de chuva no aquífero do Grupo Paranoá. Com a finalidade de maximizar a recarga, dois sistemas de RGA foram usados para recarga nos aquíferos fissurais, um com poços escavados (*dug well*) e outro com poço profundo de injeção. Nesse estudo, a avaliação da eficiência dos sistemas foi baseada em testes experimentais com simulação de eventos extremos de precipitação, balanços hídricos e as diferentes condições de urbanização da área. Concluiu-se que o uso dos sistemas pode aumentar a recarga na área em até 150%.

Nunes (2011) também utilizou o sistema de poço escavado em seus experimentos no Distrito Federal. Os resultados também foram favoráveis para RGA com águas de chuva coletada em telhado de condomínios. No projeto-piloto usado por Almeida (2011) para recarga na porção termal do sistema aquífero Araxá (Caldas Novas-GO), os estudos demonstraram a viabilidade da recarga por injeção e poço escavado usando águas residuárias tratadas de circulação das piscinas termais.

Com base na revisão dos diversos estudos apresentadas, torna-se evidente a importância da avaliação multicritério para identificação das áreas mais favoráveis para implementação de RGA. O uso de uma abordagem que considere os diversos fatores envolvidos no processo de recarga pode provavelmente minimizar problemas, como os

encontrados por Silva (2016) em Petrolina-PE, onde a presença de micaxisto com baixa condutividade hidráulica funcionou como uma barreira hidráulica retardando o processo de recarga. Okpala (2011) também encontrou desafios dessa natureza, relacionados a barreiras hidráulicas no desenvolvimento de projeto-piloto em Guarulhos-SP.

Esses desafios encontrados evidenciam os cuidados necessários na implementação de sistemas de RGA em aquíferos rasos. Além desse aspecto relacionado à hidrogeologia do aquífero, as questões relacionadas à qualidade da água, tanto de recarga quanto do aquífero, merecem ser avaliadas e levadas em consideração nos projetos de RGA (COUTINHO *et al.*, 2018; SILVA, 2016). Portanto, diante dessa complexidade que norteia o estudo, entende-se que o uso da RGA requer uma tomada de decisão a partir de critérios que envolvam, por exemplo, a geologia do aquífero, as condições do lençol freático, a textura do solo, e entre outros, como a qualidade dos recursos hídricos envolvidos no sistema de recarga. Cadamuro e Campos (2005) salientaram que, quando a RGA é realizada sem critérios, pode resultar em problemas para os aquíferos.

No âmbito internacional existem diferentes tipos de esquemas de RGA que são amplamente difundidos e aplicados em várias escalas com várias finalidades (DILLON *et al.*, 2019). Sprenger *et al.* (2017) apresentaram um catálogo europeu de RGA que inclui cerca de 224 locais ativos encontrados em 23 países da Europa. Uma grande quantidade de água potável é produzida por instalações de RGA na Hungria, Eslováquia, Holanda, Alemanha, Finlândia, Polônia, Suíça, França e Espanha, sendo a FM o tipo de RGA mais difundido (em 127 locais), seguido dos métodos difusos (em 77 locais).

Por exemplo, na Alemanha, a FM vem sendo realizada há mais de um século no Lago Tegel para fornecimento de água para consumo humano na cidade de Berlim (GRÜNHEID *et al.*, 2005; HELLAUER *et al.*, 2018). Em países como a Finlândia, Suécia e Dinamarca, semelhantemente, as bacias de infiltração são usadas para tratamento de água bruta de lagos e rios para fins potáveis (JOKELA *et al.*, 2017; KUSTER *et al.*, 2010; LINDROOS *et al.*, 2002; NIINIKOSKI *et al.*, 2016).

Em um inventário de esquemas de RGA realizado por Bonilla Valverde *et al.* (2018) na América Latina e Caribe, foram contabilizados cerca de 144 projetos de RGA. A RGA foi implementada com sucesso em pelo menos 10 países, sendo mais utilizado o método de modificações em canais (47%) e os métodos difusos (22%). A maioria dos esquemas de RGA está localizada em áreas com escassez hídrica e as fontes de água para recarga nesses países são água de rios e de chuva. Em países como México, Cuba, Peru e Costa Rica, as estimativas de volume de recarga anual chegam a, respectivamente, 156 Mm³, 115 Mm³, 36 Mm³ e 4

Mm³. As principais finalidades do uso da água recarregada na América Latina e Caribe são para agricultura e uso doméstico.

No México, em 2007, em San Luis Río Colorado, foram construídas estruturas de bacias de infiltração para recarga com águas residuárias municipais tratadas. Anualmente, 8,2 Mm³ têm sido recarregados nesse sistema, o que representa um dos exemplos bem-sucedidos de RGA no México (HUMBERTO *et al.*, 2018). Outros exemplos de sistemas de RGA com uso de águas residuárias tratadas foram implementados em Alice Springs e Bolivar na Austrália (DILLON *et al.*, 2006). No sistema de bacias de infiltração em Alice Springs, um total de 2,6 Mm³ foram recarregados em seis anos via bacias de infiltração (BARRY *et al.*, 2017).

Nos EUA, em Tucson (MEGDAL e FORREST, 2015; MORRISON *et al.*, 2020) e Orange County (CLARK *et al.*, 2014), a RGA foi usada com sucesso para aumentar o abastecimento de água. Além desses bons exemplos do continente americano, a recarga de efluentes domésticos tratados por bacias de infiltração podem ser observadas na Europa, na região da Costa Brava, Espanha (HERMES *et al.*, 2019), e no Oriente Médio, em Tel-Aviv, Israel, em um sistema de TSA do Projeto de Reciclagem da Região de Dan (Shafdan) (MIENIS e ARYE, 2018).

Dentro desse panorama geral, a Índia é destaque em RGA no mundo. O aumento da recarga em termos volumétricos tem sido um sucesso e apoiado em grande parte a produção agrícola naquele país (DILLON *et al.*, 2014). Na Índia são extraídos 249 bilhões de metros cúbicos por ano de águas subterrâneas, sendo 89% dessa água subterrânea extraída consumida pelo setor agrícola. Os experimentos de RGA na Índia começaram em 1970, quando os primeiros sinais de superexploração foram notados. Nos experimentos foi usada água do rio Saraswati durante o período chuvoso para recarga em poço de injeção em Kamliwala, Mehsana Central. Posteriormente, esse cenário ampliou-se com desenvolvimento da RGA em diferentes estados do país, conforme estudos apresentados pelos planos quinquenais do Conselho Central de Águas Subterrâneas (CGWB, 2020).

Com base no Plano Diretor de Recarga Artificial para Águas Subterrâneas na Índia atualizado em 2020, uma área de 1,123 milhões de km² em nível nacional foi identificada para RGA, o que representa uma disponibilidade de armazenamento subsuperficial para recarga da ordem de 537,349 bilhões de m³. Na Índia, de acordo com o último plano diretor, existem mais que 14 milhões de estruturas de RGA com diferentes formas para diferentes condições de terreno. Mais que 25 tipos de estruturas podem ser encontrados, sendo que 75% dos esquemas de RGA na Índia são de coleta de águas de chuva em telhado.

Além do método de coleta de águas de chuva em telhado, também são comumente usados para captar águas de escoamento excessivo na Índia os tanques de percolação, as barragens em riachos pequenos (*check dam*), as estruturas de *Gabion*, os poços escavados (*dug well*), os poços de injeção e os tipos *shafts*, esse último usado onde o lençol freático é coberto por extratos pouco permeáveis (CGWB, 2020), sendo essas estruturas usadas no período chuvoso (ALAM *et al.*, 2020; SHAH, 2008).

2.3 BASE LEGAL DA RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFEROS

A gestão dos recursos hídricos no Brasil deve obedecer à Lei 9.433 de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). Essa lei não faz menção à recarga gerenciada de aquíferos, porém, em seus objetivos destaca a necessidade de “*assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos*” (BRASIL, 1997).

Da mesma forma, no estado da Paraíba, a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH), Lei 6.308 de 1996, também não apresenta a RGA como uma alternativa para soluções de problemas relacionados aos recursos hídricos (PARAÍBA, 1996). A Lei nº 10.033 de 2013, que instituiu a Política Estadual de Captação, Armazenamento e Aproveitamento da Água da Chuva no estado da Paraíba, tem como um dos objetivos instituir diretrizes e instrumentos para estimular a melhor utilização dos recursos hídricos quanto à captação, armazenamento e aproveitamento da água da chuva que caem sobre os telhados, pátios e outras superfícies impermeáveis. Essas águas podem ser canalizadas e armazenadas em reservatórios, e, posteriormente, destinadas para o uso doméstico, agrícola, industrial, comercial, de lazer e de recreação. Essa mesma lei também prevê o aproveitamento de águas cinzas e/ou residuárias após uso de tecnologias de tratamento que permitam novos ciclos de utilização da água. Contudo, a referida lei não estabelece uma ligação entre a coleta da água de chuva e a oportunidade da recarga em aquífero (PARAÍBA, 2013).

Por outro lado, alguns estados da federação fazem menção do termo recarga artificial em sua base legal de recursos hídricos (Figura 3). No Nordeste, fazem menção estados como Alagoas, Ceará, Pernambuco, Piauí e Maranhão. No Sudeste, Espírito Santo, Minas Gerais e São Paulo citam a RGA em suas bases legais, sendo a RGA regulamentada pela primeira vez em 1991 no estado de São Paulo. No Sul do país, o termo é citado nas legislações de águas subterrâneas dos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Já na região Norte, a

Tabela 1 - Classe de enquadramento das águas subterrâneas baseada na Resolução CONAMA nº 396/2008

Classes	Descrição
Especial	Aquíferos destinados à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral e que contribuem para os corpos de água superficial de mesma classe.
1	Aquíferos sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que não exigem tratamento para quaisquer usos preponderantes devido às suas características hidrogeoquímicas naturais.
2	Aquíferos sem alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que podem exigir tratamento adequado, a depender do uso preponderante, devido às suas características hidrogeoquímicas naturais.
3	Aquíferos com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, para os quais não é necessário o tratamento em função dessas alterações, mas que a depender do uso preponderante podem exigir tratamento adequado devido às suas características hidrogeoquímicas naturais.
4	Aquíferos com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, e que somente possam ser usados sem tratamento para uso preponderante menos restritivo.
5	Aquíferos com alteração de sua qualidade por atividades antrópicas, destinados às atividades que não possuem requisitos de qualidade para uso.

Além disso, quando o objetivo da injeção for a remediação, os órgãos competentes devem ter o controle no sentido de alcançar ou manter os padrões de qualidade para os seus respectivos usos preponderantes e a prevenção de riscos ambientais. Assim, a injeção não deve promover alterações na condição da qualidade dos aquíferos, exceto para sua melhoria. Nos aquíferos onde ocorreu a recarga, um programa específico de monitoramento da qualidade da água subterrânea deve ser implantado (BRASIL, 2008a).

A aplicação e disposição de efluentes no solo deve observar os critérios e exigências definidos pelos órgãos competentes e não pode conferir às águas subterrâneas características divergentes ao seu enquadramento. Essa aplicação e disposição devem ser precedidas de plano específico e programa de monitoramento da qualidade da água subterrânea a serem aprovados pelo órgão competente (BRASIL, 2008a).

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), por entender a importância da RGA, estabeleceu, com base na Resolução nº 153 de 2013, os critérios e as diretrizes para implementação da recarga gerenciada de aquíferos no território brasileiro. Assim, de acordo com essa resolução, a recarga gerenciada de aquíferos pode ser estabelecida i) a partir da superfície, com infiltração de água e, ii) em profundidade, com injeção direta de água no aquífero por meio de poços. Com base nessa resolução, a RGA poderá ser executada com os seguintes objetivos (BRASIL, 2013):

- Armazenar água para garantia de segurança hídrica;
- Estabilizar ou elevar os níveis de água em aquíferos de modo a regularizar variações sazonais;
- Compensar efeitos da superexploração de aquíferos;
- Controlar a intrusão salina;
- Controlar a subsidência do solo.

Conforme destaca o artigo 5º da Resolução nº 153/2013, a RGA “*dependerá de autorização da entidade ou órgão gestor estadual de recursos hídricos ao empreendedor*”. Além disso, no mesmo artigo observa-se que a RGA “*estará condicionada à realização de estudos que comprovem sua viabilidade técnica, econômica, sanitária e ambiental*” (BRASIL, 2013).

Nessa resolução, os estudos que tratam do artigo 5º deverão conter no mínimo a caracterização hidrogeológica da área de abrangência do projeto, caracterização e dimensionamento das obras, bem como, a critério do órgão gestor de recursos hídricos, em função da especificidade do empreendimento, podem ser exigidas a caracterização da qualidade físico-química e bacteriológica da água a ser recarregada, da água do aquífero, além de uma avaliação de possíveis impactos qualitativos nos aquíferos. Assim sendo, a RGA não poderá causar alteração na qualidade das águas subterrâneas que provoque restrições aos usos preponderantes.

O responsável pela operação do sistema de RGA deverá manter um registro do comportamento do sistema constando: i) os volumes de água utilizados por tipo de recarga, ii) a taxa de infiltração ao longo das operações e a quantidade total infiltrada, iii) o monitoramento da qualidade da água de recarga e do aquífero recarregado, iv) o monitoramento da variação do nível potenciométrico, v) os registros de precipitação e evaporação na área, e vi) os efeitos da recarga em mananciais de abastecimento, na sua área de influência (BRASIL, 2013). Essa resolução não especifica os parâmetros de qualidade da água e a frequência de monitoramento, porém, em seu arcabouço é considerada a já citada resolução do CONAMA nº396/2008, o que permite o entendimento de que a RGA deve observar os padrões de qualidade das águas subterrâneas nativas com base em sua classe de enquadramento com seus usos preponderantes.

No âmbito internacional, com relação às águas residuárias tratadas, para apoiar as regulamentações e diretrizes desenvolvidas por estados e outras autoridades, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) desenvolveu diretrizes abrangentes e atualizadas sobre regulamentações de reúso da água e planejamento de programas (USEPA, 2012). O documento intitulado *Guidelines for Water Reuse*, usado internacionalmente, envolve os tipos de finalidade de reúso (*e.g.*, agricultura e ambiental), estrutura do programa de reuso, tecnologias de tratamento para proteção da saúde pública e ambiental, estrutura regulatória, financiamento de sistemas de reúso de água, participação pública e experiências globais na reutilização da água. Na diretriz norte-americana, a RGA está prevista, por exemplo, em aquíferos não confinados com efluentes domésticos tratados usando bacias de infiltração.

A depender do método e da finalidade da recarga, a maioria dos estados norte-americanos exige um mínimo de tratamento secundário com ou sem filtração adicional para recarga de águas subterrâneas. A injeção direta em poço é também prevista nessa diretriz. Porém, requer uma água de qualidade melhor do que as usadas em métodos difusos devido à ausência da zona vadosa. Nos estados da Califórnia e Flórida, a água injetada diretamente em aquíferos deve atender aos padrões de potabilidade antes da recarga, dependendo da qualidade da água nativa do aquífero recarregado. Algumas agências, a exemplo do Departamento de Gerenciamento de Recursos Ambientais no condado de Miami-Dade, na Flórida, os projetos de RGA podem atender aos requisitos do receptor ecológico mais próximo (USEPA, 2012).

Na Califórnia, a RGA tem sido aplicada há mais de 50 anos (USEPA, 2012). Nesse estado, o uso de efluente doméstico tratado faz parte de uma abordagem de gerenciamento integrado da água. Na regulamentação estão previstos os critérios de tratamento das águas, o controle da fonte de águas residuárias, a investigação e o monitoramento de contaminantes com um plano de controle de qualidade para que os projetos não violem os padrões de potabilidade da Califórnia ou Federal (CDPH, 2018).

A resolução californiana estabelece várias questões quanto à operação do sistema de RGA: *i)* o monitoramento da qualidade da água com coletas de amostras de água representativas dos aquíferos potencialmente afetados, *ii)* o controle de patógenos nas águas de recarga e de compostos químicos como nitrogênio total e o carbono orgânico total (COT), *iii)* um mapeamento dos limites do projeto com uma avaliação detalhada das características hidrogeológicas e o monitoramento dos poços de produção de água potável existentes e os construídos como parte do requisito do projeto de recarga, *iii)* audiências públicas antes da

implementação do projeto de recarga e outros aspectos como requisitos de controle da água diluente para aplicação superficial (CDPH, 2018).

Na Flórida, a RGA está prevista no Código Administrativo. O capítulo 62-610, intitulado *Reuse of Reclaimed Water and Land Application*, fornece critérios de projeto, operação e manutenção para sistemas de recarga com efluente doméstico tratado em bacia de infiltração ou poço de injeção. Além disso, estão previstos protocolo de operação e monitoramento, taxas de carga hidráulica, distância entre o local de recarga e as áreas de proteção, programa piloto de testagem e outros aspectos (FDEP, 1999).

Nos termos do código, as concentrações de nitrato e sólidos suspensos totais (SST) na água de recarga não devem exceder os limites estabelecidos. Ao menos que algumas garantias sejam atendidas, como o fornecimento de relatório informando que em qualquer poço de monitoramento nos limites da zona de descarga não exceda 10 mg/L de nitrato. Além disso, em projetos de RGA que possuem as condições hidrogeológicas desfavoráveis (*e.g.*, alta permeabilidade, áreas cársticas ou fraturadas), níveis de tratamento adicionais como a filtração devem ser realizados antes da recarga em aquíferos devido à rápida movimentação das águas nesses aquíferos (FDEP, 1999).

Segundo Yuan *et al.* (2016), na Flórida, em aquíferos com águas usadas para fins de consumo humano, onde a concentração de SDT é menor que 3000 mg/L, as águas residuárias devem receber tratamento completo e desinfecção, o que representa um tratamento secundário, filtração, desinfecção e múltiplas barreiras para controle de compostos orgânicos e patógenos. Por outro lado, as águas subterrâneas onde o nível de SDT é maior que 3000 mg/L, o tratamento principal e a desinfecção (*e.g.*, tratamento secundário, filtração e a desinfecção) são necessários nas águas residuárias.

Na Austrália, uma série de diretrizes para a reciclagem de água foi produzida em duas fases. Na segunda fase são fornecidas diretrizes para RGA com foco na proteção de aquíferos e na qualidade da água recuperada em projetos de RGA usando diversas fontes hídricas (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009). No documento *Australian Guidelines for Water Recycling: Managed Aquifer Recharge* estão previstos os estágios de desenvolvimento e avaliação de projetos de RGA, a identificação de riscos, as medidas de prevenção, as questões operacionais e de gerenciamento, além de pontos relacionados ao monitoramento do processo como parte integrante da avaliação de risco da RGA.

Nas diretrizes australianas são abordados os vários tipos de projetos de RGA, os tipos de aquíferos, as diversas fontes hídricas para RGA em áreas urbanas e rurais e as finalidades de reúso. O documento apresenta uma avaliação de riscos com objetivo de garantir a proteção

da saúde humana e do meio ambiente levando em conta quatro estágios de desenvolvimento: i) a coleta de informações disponíveis e a avaliação inicial, ii) a avaliação de risco e identificação de medidas preventivas, iii) a construção do projeto e avaliação do risco residual operacional e iv) a operação do projeto (NRMMC-EPHC-NHMRC, 2009).

Países como Índia e México possuem um amplo número de estruturas de RGA implementados em seus territórios. Mesmo assim, não diferente do Brasil, existem várias lacunas que merecem ser preenchidas dentro dos arranjos institucionais relacionados à temática (CRUZ-AYALA e MEGDAL, 2020; SAKTHIVEL *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2019). Tanto no Brasil quanto no México, a ausência de um marco regulatório com políticas e regulamentos que melhor fundamentem a RGA pode prejudicar as oportunidade de projetos (CRUZ-AYALA e MEGDAL, 2020). No Brasil, os desafios encontrados estão geralmente relacionados às questões técnicas, jurídicas e socioculturais (SHUBO *et al.*, 2020). Já no México, por exemplo, a ausência no quadro jurídico de uma definição legal para as águas residuárias tratadas e pontos relacionados ao direito de uso da água recarregada causam incertezas (CRUZ-AYALA e MEGDAL, 2020; GILABERT-ALARCÓN *et al.*, 2018).

No Chile, Page *et al.* (2020) relatam que, provavelmente, o baixo nível de conversão de projetos-pilotos para esquemas de RGA em grande escala está relacionado a três fatores: i) a falta de apoio legal e regulamentar adequado para aprovação do esquema de RGA que causa incerteza, ii) a ausência de esquemas operacionais de RGA bem-sucedidos em escala real, e iii) as incertezas relativas às limitações técnicas, especialmente ligadas à hidrogeologia, qualidade da água, colmatção, potencial de impactos a terceiros e às possibilidades de recarga e volumes de bombeamento.

Nesse contexto, as diretrizes de RGA do Chile foram desenvolvidas no sentido de minimizar algumas dessas incertezas para apoiar a agricultura irrigada. Segundo Page *et al.* (2020), para que os esquemas de RGA sejam amplamente desenvolvidos, as diretrizes do Chile necessitam contemplar uma série de outros esforços, como a identificação de áreas prioritárias com oportunidades de RGA e a construção da confiança na RGA por meio do desenvolvimento e divulgação de projetos bem-sucedidos.

Portanto, aumentar a capacidade de governança e as estruturas institucionais e legais são um caminho importante para ajudar na implementação eficaz da RGA. As diretrizes australianas, por exemplo, são bastante abrangentes e possuem uma importante abordagem de avaliação de risco, abordagem essa que deve estar contida nas políticas de RGA (DILLON *et al.*, 2020).

Em alguns países, como o Brasil, a RGA ainda é considerada uma nova tecnologia (SILVA *et al.*, 2019). No referido país, muito embora exista uma resolução que dispõe sobre RGA, há lacunas de conhecimento no que diz respeito, por exemplo, ao sistema regulatório para RGA com águas residuárias tratadas, o que representa um desafio para implementação dessa tecnologia. Logo, possuir uma estrutura legal e abrangente desempenha uma função-chave para dar amparo aos problemas e desafios, mesmo em casos simples (ULIBARRI *et al.*, 2021).

2.4 SISTEMA DE SUPORTE À DECISÃO ESPACIAL

Segundo Keenan e Jankowski (2019), os dados espaciais são dados associados a uma localização, ou seja, a um lugar na Terra. Assim, a tomada de decisão espacial explora os relacionamentos geográficos dentro desses dados para tomar decisões. De acordo com Câmara *et al.* (2004), a ênfase da análise espacial é mensurar propriedades e relacionamentos, considerando a localização espacial do fenômeno em estudo de forma explícita.

A compreensão da distribuição espacial dos fenômenos ocorridos no espaço constitui um grande desafio para a elucidação de questões centrais de estudos em diversas áreas do conhecimento, como saúde, agronomia, geologia, recursos hídricos e outras tantas áreas (CÂMARA *et al.*, 2004). Devido à disponibilidade dos SIG's, esses estudos estão se tornando cada vez mais comuns.

Os SIG's possuem um baixo custo e interfaces amigáveis, além disso, com uma única coleção de ferramentas, os SIG's são capazes de preencher a lacuna entre a ciência movida pela curiosidade e a solução prática de problemas relacionados, por exemplo, às águas subterrâneas (LONGLEY *et al.*, 2015). Medeiros e Câmara (2004) apontam pelo menos quatro grandes dimensões dos problemas ligados aos estudos ambientais com grande impacto do uso dos SIG's: mapeamento temático, diagnóstico ambiental, avaliação de impacto ambiental e ordenamento territorial.

Segundo Cowen (1988), SIG pode ser definido como um sistema de suporte à decisão envolvendo a integração de dados espacialmente referenciados em um ambiente de solução de problemas. Conforme Hopkins e Armstrong (1985), a finalidade do SIG é apoiar a manipulação, análise, síntese e exibição de dados para a tomada de decisão. Para Longley e Cheshire (2017), o SIG é convencionalmente visto como uma coleção de ferramentas computacionais que melhoram a eficiência e eficácia do tratamento de informações sobre

objetos e eventos geográficos. Dessa forma, um SIG representa um tipo particular de sistema de suporte à decisão (DENSHAM e GOODCHILD, 1989; HOPKINS e ARMSTRONG, 1985; NYERGES e JANKOWSKI, 2009).

O conceito de suporte à decisão espacial tem sido destaque no campo da Ciência da Informação Geográfica (a chamada *GIScience*) em virtude do processamento de dados geoespaciais ser feito para obter informações para tomada de decisão (JANKOWSKI *et al.*, 2006; LONGLEY *et al.*, 2015). Assim, ao levar em conta que quase todo sistema de informação espacial pode oferecer uma forma de suporte à decisão, no final do século XX, uma série de esforços foi feita para estimular o desenvolvimento de um conjunto mínimo de funcionalidades necessárias aos sistemas de suporte à decisão espacial (aqui denominado pelo acrônimo SDSS, do inglês: *Spatial Decision Support Systems*) (ANDRIENKO *et al.*, 2007; JANKOWSKI *et al.*, 2006, 1997).

Dentro desse contexto, os SDSS são dedicados para ajudar os tomadores de decisão a resolver esses problemas espaciais complexos e fornecer uma estrutura para integrar recursos de modelagem analítica e espacial, gerenciamento de dados espaciais e não espaciais, conhecimento de domínio, recursos de exibição espacial e de relatórios de uma forma amigável para os tomadores de decisão (CROSSLAND, 2008; SUGUMARAN e DEGROOTE, 2011).

Conforme Eissa (2013), os componentes fundamentais do SDSS são:

- i) Interface do usuário: representa a principal ligação entre os tomadores de decisão e o sistema espacial; permite o acesso às funcionalidades do sistema e ao banco de dados, o que possibilita aos tomadores de decisão gerarem as saídas necessárias;
- ii) Pacote SIG (pacotes de *software*): corresponde ao SIG em específico que vai ser utilizado como base para o sistema de apoio a decisão espacial, de forma a auxiliar as funcionalidades referentes à produção, gestão, organização e visualização dos dados espaciais;
- iii) Gerenciamento do modelo: configura como núcleo do modelo analítico, onde inclui novas características/funcionalidades requeridas para a geração necessária de saídas pelo SDSS.

Segundo Malczewski e Rinner (2015), o objetivo principal do SDSS é melhorar a eficácia da tomada de decisão, incorporando o conhecimento e a experiência dos tomadores

de decisão em procedimentos baseados em computador. Kemp (2008) afirma que os SDSS oferecem ferramentas analíticas para ajudar a fazer escolhas em problemas de decisão espacial. Isso se torna possível devido à combinação das ferramentas presentes no SIG com as técnicas de avaliação multicritério, o que permite avaliar a qualidade das opções de decisão, além de possibilitar a análise de sensibilidade para testar a robustez dos resultados.

A habilidade de um SIG em lidar com julgamentos e preferências envolvidos no processo de planejamento é de importância crítica. Tal habilidade requer uma representação desse tipo de informação em um sistema de suporte à decisão em base computacional. A maneira de conseguir isso é a incorporação de técnicas de MCDA (do inglês: *MultiCriteria Decision Analysis*) aos procedimentos baseados em SIG. Assim, é a confluência de duas áreas de pesquisa, análise espacial e suporte à decisão espacial, na qual a integração do SIG e MCDA pode contribuir substancialmente para o desenvolvimento da *GIScience* (GREENE *et al.*, 2011; LAARIBI *et al.*, 1996; MALCZEWSKI e RINNER, 2015).

Segundo Malczewski (2006), essas duas áreas de pesquisa podem se beneficiar mutuamente, uma vez que, enquanto o SIG é usado como uma ferramenta com recursos para armazenar, manipular, analisar e visualizar dados espaciais para tomada de decisão, os métodos de análise de decisão multicritérios oferecem uma coleção de procedimentos e algoritmos para estruturar problemas de decisão, projetar, avaliar e priorizar alternativas de decisão (BOROUSHAKI e MALCZEWSKI, 2010).

Dentro desse contexto, a análise de decisão multicritério baseada em SIG (aqui denominada pelo acrônimo GIS-MCDA, do inglês: *Geographic Information Systems - MultiCriteria Decision Analysis*) pode ser definida como um processo que transforma e combina informações geográficas (mapa critério) e julgamentos de valor (preferências e incertezas dos tomadores de decisão) com a finalidade de obter informações adequadas e úteis para tomada de decisão (BOROUSHAKI e MALCZEWSKI, 2010; MALCZEWSKI, 1999). Assim, o GIS-MCDA envolve um conjunto de ferramentas para projetar, avaliar e priorizar a escolha entre as alternativas (MALCZEWSKI, 2006).

O GIS-MCDA possibilita identificar estratégias para o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos, bem como permite a formalização de problemas de otimização de recursos hídricos que podem ser resolvidos mediante diferentes técnicas relacionadas com a complexidade do problema de decisão. Colaceci *et al.* (2008) destacaram especificamente dois tipos de problemas de decisão encontrados na gestão dos recursos hídricos: de planejamento e de controle.

Os problemas de planejamento consideram decisões relevantes quanto à escolha de tecnologias, infraestruturas e a definição de usos específicos da terra. As decisões devem ser consideradas dentro de uma estrutura de planejamento que podem ser, por exemplo, onde instalar uma estação de tratamento de efluentes, qual dimensão e o tipo de tratamento da água. Nos problemas de planejamento o uso de novas tecnologias visam estratégias em longo prazo (COLACECI *et al.*, 2008).

Nos problemas de controle são levadas em conta as variáveis de controle. Essas variáveis são aquelas na qual o valor é controlado pelo tomador de decisão e representam a forma pela qual o sistema global é conduzido externamente. Nos problemas de controle as estratégias de curto/médio prazo são usadas para melhorar os sistemas existentes mediante aplicação dos conhecimentos disponíveis, por exemplo, na conservação dos recursos hídricos e solo. Nas decisões de controle são considerados, por exemplo, os padrões de recarga e o bombeamento em um sistema hídrico (COLACECI *et al.*, 2008).

Dentro dessa perspectiva, a análise de adequação local baseada em SIG (do inglês: *GIS-based site suitability analysis*) envolve problemas típicos de planejamento, por exemplo, no planejamento de serviços urbanos (PARRY *et al.*, 2018), no desenvolvimento de parques eólicos e solares (ALI *et al.*, 2019), na determinação da localização de aterros sanitários (ÖZKAN *et al.*, 2019), na indicação de terras com aptidão agrícola (HABIBIE *et al.*, 2021), no gerenciamento de águas para irrigação com múltiplas fontes hídricas (ALVES *et al.*, 2021), e entre outros problemas de planejamento, nos quais a análise de adequação local em SIG dá suporte ao usuário ou grupo de usuários, para alcançar maior eficácia na tomada de decisão.

2.5 ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO

2.5.1 Métodos de Análise de Decisão Multicritério

Análise de Decisão Multicritério (aqui denominada pelo acrônimo MCDA, do inglês: *MultiCriteria Decision Analysis*) é definida como o estudo de métodos e procedimentos pelos quais múltiplos critérios conflitantes podem ser incorporados ao processo de decisão (ORTUÑO, 2013; ZARDARI *et al.*, 2015). Segundo Huang *et al.* (2011), a MCDA é usada para conhecer e quantificar as considerações do tomador de decisão e partes interessadas sobre os fatores envolvidos no processo decisório. De acordo com Simon (1960), o processo de tomada de decisão envolve três fases principais:

- i) Inteligência: procura identificar no ambiente as oportunidades que requerem uma decisão;
- ii) Projeto: criação, desenvolvimento e análise dos possíveis caminhos de ação que envolvem, por exemplo, o uso de modelos de decisão para gerar soluções e;
- iii) Escolha: seleciona um caminho de ação específico entre os disponíveis.

Zardari *et al.* (2015) e Spackman *et al.* (2009) destacam que o objetivo principal do MCDA é proporcionar ao tomador de decisão uma ferramenta que lhe possibilite avançar na solução de problema de decisão multicritério ao apresentar uma ordem geral de opções de preferência. De acordo com Ishizaka e Nemery (2013), os métodos de MCDA fornecem etapas e técnicas para encontrar uma solução de compromisso, e na literatura, existem vários tipos de métodos de MCDA (TRIANAPHYLLOU, 2000).

A escolha do método, dentre outros fatores, depende do tipo de problema de decisão. Os problemas de decisão podem ser caracterizados por apresentarem um conjunto finito ou infinito de alternativas (SEPPÄLÄ *et al.*, 2001). Os métodos de MCDA desenvolvidos para ordenação ou classificação de um conjunto finito de alternativas podem ser representados por uma abordagem de análise de decisão multiatributo envolvendo os métodos elementares, os métodos de *outranking* (*e.g.*, ELECTRE e PROMETHEE) e os métodos da teoria da utilidade multiatributo (*e.g.*, MAUT, MAVT, AHP, ANP, SMART e TOPSIS). Por outro lado, existem aqueles problemas de decisão que possuem um conjunto infinito de alternativas e que estão relacionados com os métodos iterativos, no qual fornecem soluções de compromisso sucessivas (*e.g.*, *Goal Programming*) (BHOLE, 2018; MARTEL, 1999; ROY, 1996; SILVA *et al.*, 2010). Esses métodos mencionados acima têm sido usados frequentemente por pesquisadores para resolver problemas no mundo real (ZARDARI *et al.*, 2015).

Não existe um método MCDA único que possa ser um método superior à todos os problemas de tomada de decisão (ZARDARI *et al.*, 2015). Contudo, Diaz-Balteiro *et al.* (2017) afirmam em uma extensa avaliação da literatura publicada sobre os métodos de MCDA aplicadas no campo da sustentabilidade que, o método AHP, é o método usado com maior frequência.

O método de tomada de decisão multicritério AHP tem atraído a atenção de várias áreas do conhecimento por sua capacidade de fornecer suporte aos diferentes tomadores de decisão, inclusive em estudos ambientais. Trata-se de um método fácil de usar e flexível, que permite que problemas complexos com múltiplos critérios e às vezes conflitantes sejam tratados de forma estruturada (EMROUZNEJAD e MARRA, 2017).

Segundo Wang *et al.* (2009), o método AHP está incluído nos métodos de ponderação subjetiva, onde o processo de atribuição da importância para os critérios depende da preferência do tomador de decisão. Por permitir a inclusão de fatores subjetivos, para Emrouznejad e Marra (2017), esse método é considerado avançado em relação aos outros métodos objetivos de tomada de decisão. Nos métodos de ponderação objetiva, os pesos são obtidos por métodos matemáticos e os tomadores de decisão não possuem um papel na determinação da importância relativa do critério (*e.g.*, *Entropy Method* e *TOPSIS*) (WANG *et al.*, 2009).

A aplicação dos métodos de MCDA na gestão de recursos hídricos é crescente. Hajkowicz e Collins (2007) identificaram ao menos oito tipos de aplicações: no gerenciamento de bacia hidrográfica, gerenciamento de águas subterrâneas, seleção de infraestrutura de abastecimento de água, avaliação de projetos, alocação de água, política de água e planejamento de abastecimento, gestão da qualidade de água e, proteção e gestão de área marinha protegida. Por exemplo, Pagano *et al.* (2021) construíram um sistema de suporte à decisão com uso do método AHP para identificar e classificar estratégias para gerenciar emergências em sistemas de abastecimento de água potável.

2.5.2 Processo de Análise Hierárquica (AHP)

O AHP é um método de MCDA desenvolvido por Saaty (1988, 1980, 1977). Esse método é caracterizado por uma teoria de medição por meio de comparações pareadas (SAATY, 2005). O método AHP se baseia nos julgamentos de especialistas para derivar as prioridades a partir do estabelecimento de uma escala de importância relativa entre cada dois critérios (Tabela 2) (SAATY, 2008). Assim, ao utilizar um modelo hierárquico do problema e a comparação par a par para incorporar as preferências do tomador de decisão, o método AHP possibilita a integração dos aspectos objetivos associados ao método científico tradicional e os aspectos subjetivos associados ao fator humano (AGUARÓN *et al.*, 2020).

Tabela 2 - Escala fundamental (Saaty, 1990)

Intensidade de importância em escala absoluta	Definição	Explicação
1	Igual importância	Duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Importância moderada de um sobre o outro	Experiência e julgamento favorecem levemente uma atividade em detrimento de outro
5	Forte importância ou essencial	Experiência e julgamento favorecem fortemente uma atividade em detrimento de outro
7	Importância muito forte	Uma atividade é fortemente favorecida e seu domínio demonstrado na prática
9	Extremamente importante	A evidência favorecendo uma atividade em detrimento de outro é da mais alta ordem possível de afirmação
2, 4, 6, 8	Os valores intermediários entre os dois julgamentos adjacentes	Quando compromisso é necessário

O método AHP também possui limitação em alguns aspectos da sua filosofia como qualquer outro método (MUNIER e HONTORIA, 2021). Asadabadi *et al.* (2019) relatam uma possível inconsistência decorrente das comparações entre os pares de elementos. Contudo, ainda assim, esse método é o mais utilizado em todo mundo (MUNIER e HONTORIA, 2021), sendo aplicado também na resolução de problemas de planejamento e gestão de recursos hídricos (BHOLE, 2018; VELASQUEZ e HESTER, 2013).

Quando comparado aos outros métodos, a exemplo do PROMETHEE, Macharis *et al.* (2004) destacam que o método AHP tem vantagens na determinação dos pesos e na estruturação do problema, o que torna a importância de cada critério mais clara. O método AHP tem sido criticado por seu possível fenômeno de reversão de classificação causado pela adição ou exclusão de uma alternativa, porém, esse fato ocorre em outras abordagens de MCDA (*e.g.*, TOPSIS) (WANG e LUO, 2009). Segundo Velasquez e Hester (2013), os problemas de gerenciamento de recursos eliminam a desvantagem da reversão de classificação por terem um número limitado de alternativas para começar.

O procedimento geral do método AHP compreende quatro etapas (SAATY, 1980): i) modelagem do problema ou construção da hierarquia, ii) avaliação ou elicitação de julgamentos, iii) priorização ou derivação das prioridades locais e globais, e iv) síntese ou derivação das prioridades totais.

Segundo Aguarón *et al.* (2016), na primeira etapa, é construído um modelo hierárquico que representa o problema. Na segunda etapa, o tomador de decisão incorpora as preferências entre os elementos considerados na análise por meio de comparação aos pares. Esses julgamentos são medidos em uma escala fundamental proposta por Saaty (1990, 1977) e refletem a importância relativa de dois elementos (critérios) em relação ao elemento comum do nível na hierarquia superior (objetivo). O resultado é a geração de uma matriz de comparação aos pares, quadrada e recíproca.

Na terceira etapa, as prioridades locais são calculadas a partir dessas matrizes por meio de um procedimento de priorização. Os dois procedimentos mais comuns na literatura são: o método de autovetor (SAATY, 1988) e o método da média geométrica da linha da matriz (ESCOBAR *et al.*, 2004). As prioridades globais (em relação à meta) são obtidas a partir das prioridades locais e por meio do princípio da composição hierárquica (MALCZEWSKI e RINNER, 2015). Por fim, na quarta etapa, as prioridades globais são sintetizadas obtendo-se as suas prioridades totais por meio de procedimentos de agregação disponíveis na literatura (AGUARÓN *et al.*, 2020).

As duas principais características que justificam o amplo uso do método AHP são *i*) a existência de procedimentos relativamente fáceis para derivar as preferências do grupo a partir das preferências individuais (ALTUZARRA *et al.*, 2010) e *ii*) a existência de uma medida analítica para avaliar a inconsistência do tomador de decisão na elicitação dos julgamentos (ESCOBAR *et al.*, 2004).

Torna-se útil uma medida da inconsistência ligada à matriz de comparação pareada, pois mesmo que vindos de especialistas, os julgamentos humanos em certa medida são imperfeitos ou inconsistentes (BOROUSHAKI e MALCZEWSKI, 2008), uma vez que os humanos não são capazes de manter julgamentos de pares consistentes quando o número de elementos aumenta (MILLER, 1956).

As medidas de consistências utilizadas para os dois procedimentos de priorização mais comuns no método AHP são o índice de inconsistência (IC), proposto por Saaty (2003, 1980) para o método de autovetor, e o índice de consistência geométrica (ICG), proposto por Aguarón e Moreno-Jiménez (2003) e Escobar *et al.* (2004), para método da média geométrica da linha da matriz.

Em linhas gerais, segundo Malczewski e Rinner (2015), tipicamente uma estrutura hierárquica consiste de quatro níveis: meta, objetivos, atributos (critérios) e alternativas. Porém, existe uma variedade de elementos relevantes para cada situação de decisão particular e diferentes combinações desses elementos podem ser usadas para representar o problema de

decisão. O nível superior da hierarquia é representado por um objetivo geral, a meta final da decisão em questão (do inglês: *goal*) (e.g., identificar o melhor local para uma usina nuclear, encontrar a rota de transporte mais curta). Esse objetivo mais geral pode ser definido em termos de objetivos mais específicos.

Um objetivo é uma declaração sobre o estado desejado de um sistema em consideração. O objetivo indica as direções de melhoria de um ou mais atributos (critérios). Nos níveis inferiores da hierarquia estão os atributos/critérios que são indicadores quantificáveis da extensão em que os objetivos associados são realizados. São os atributos/critérios que medem direta ou indiretamente o grau de realização do objetivo (MALCZEWSKI e RINNER, 2015).

Os atributos podem ser descritos como uma propriedade de um elemento de um sistema geográfico real. As alternativas de decisão podem ser definidas como cursos alternativos de ação entre os quais o tomador de decisão deve escolher. As alternativas de decisão são avaliadas com base em um conjunto de critérios compreensíveis e mensuráveis. Dessa forma, a hierarquia então desce do nível geral para o mais específico, de forma que cada nível está vinculado ao anterior (MALCZEWSKI e RINNER, 2015).

2.5.3 Tomada de decisão em grupo com base em GIS-MCDA

Estudos com uso dos métodos de GIS-MCDA envolvem tomada de decisão individual ou em grupo de indivíduos (múltiplos tomadores de decisão). Normalmente, se um grupo de tomadores de decisão é caracterizado por um conjunto de preferências mutuamente consistentes, então o método de GIS-MCDA pode ser usado para resolver problemas de decisão independentemente do número de tomadores de decisão envolvidos. A tomada de decisão em grupo envolve preferências conflitantes, principalmente, em se tratando de decisões espaciais que são tipicamente feitas em grupos (MALCZEWSKI e RINNER, 2015).

Muitas das decisões espaciais são feitas em grupo (múltiplos tomadores de decisão) ao invés de um tomador de decisão individual (MALCZEWSKI e RINNER, 2015). Ao considerar que os indivíduos são caracterizados por estruturas de preferências conflitantes, o principal objetivo de um processo de tomada de decisão em grupo é obter um consenso ou compromisso entre eles.

Segundo Malczewski e Rinner (2015), existem essencialmente duas abordagens para tomada de decisão em grupo com o método AHP: de consenso e de agregação. A abordagem de consenso envolve o debate de julgamentos individuais e votação até que um consenso seja alcançado (GATHONGO e TRAN, 2020). Nessa primeira abordagem é considerada uma

unidade na decisão, ou seja, uma preferência coletiva onde o julgamento do grupo é usado dentro do GIS-MCDA. Para Ivanco *et al.* (2017), nessa abordagem é enfatizada a importância da discussão entre os especialistas. Todo processo de decisão é iterativo com envolvimento das partes interessadas, revisão e reavaliação. Assim, a comunicação direta entre as partes interessadas, tomadores de decisão e planejadores gera o consenso da decisão final.

Na abordagem de consenso, dois aspectos são desfavoráveis (BRYSON, 1996): i) a quantidade de tempo necessário para ser investido nas discussões, assim, as iterações necessárias alongam o processo de tomada de decisão e em alguns casos não são práticas, e ii) uma segunda limitação está no resultado incerto da abordagem, onde chegar a um consenso não é garantido.

Na abordagem de agregação, cada membro do grupo age e desenvolve individualmente sua própria avaliação na estrutura hierárquica do problema de decisão e, em seguida, as soluções individuais são então agregadas (BOROUSHAKI e MALCZEWSKI, 2010; MALCZEWSKI e RINNER, 2015).

Na literatura, dois métodos de abordagem de agregação são considerados úteis na tomada de decisão em grupo AHP, a saber: Agregação de Julgamentos Individuais e a Agregação de Prioridades Individuais (respectivamente, do inglês: *Aggregation of Individual Judgements* – AIJ e *Aggregation of Individual Priorities* – AIP) (AGUARÓN *et al.*, 2020; DONG *et al.*, 2010; ESCOBAR *et al.*, 2004; IVANCO *et al.*, 2017; MORENO-JIMÉNEZ *et al.*, 2008).

Segundo Ossadnik *et al.* (2016), os métodos AIJ e AIP são adequados para o AHP. No método AIJ, a partir das matrizes dos julgamentos individuais, usando o método da média geométrica ponderada, obtém-se uma matriz de julgamento do grupo. A partir dessa matriz é derivada as prioridades do grupo usando o método da média geométrica da linha da matriz. No método AIP, primeiro são derivadas as prioridades individuais usando o método da média geométrica da linha da matriz. A partir dessas prioridades individuais deriva-se a prioridade do grupo usando o método da média geométrica ponderada (ESCOBAR *et al.*, 2004; FORMAN e PENIWATI, 1998).

No método AIP pode ser usado a média aritmética na agregação das prioridades individuais, além do método geométrico (BLAGOJEVIC *et al.*, 2016). Essa premissa não se aplica ao método AIJ. O AIJ usando o método da média geométrica ponderada gera julgamento de grupos recíprocos, contudo, a aplicação do método da média aritmética ponderada viola a propriedade da reciprocidade (FORMAN e PENIWATI, 1998; OSSADNIK *et al.*, 2016). Conforme Saaty (1986), a reciprocidade das matrizes de comparação par a par

agregadas é necessária, sendo provado que a média geométrica é a forma de fazer isso (SAATY e VARGAS, 2013).

Ao comparar os dois métodos de agregação, Escobar *et al.* (2004) concluíram que eles geram as mesmas prioridades de alternativas para procedimentos de priorização usando método da média geométrica da linha da matriz. Contudo, essa afirmação anterior não é verdadeira quando usado o método de autovetor (BARZILAI e GOLANY, 1994). Além disso, Escobar *et al.* (2004) constataram que a inconsistência do grupo AHP é menor que a pior inconsistência individual.

Alguns estudos anteriores, como o de Rizzo *et al.* (2020), identificaram as melhores práticas de gestão mais adequadas para proteção de água potável e a mitigação dos impactos de enchentes/secas a partir do uso de uma ferramenta de suporte à decisão desenvolvida no âmbito da União Europeia. A seleção das práticas adequadas apoiou-se no AHP com objetivo de filtrar as melhores práticas de gestão com base na importância relativa que o usuário atribuía a cada critério. Os autores utilizaram ambos os métodos de agregação para encontrar o vetor de prioridade com a importância de cada critério.

Herzberg *et al.* (2019) integraram o SIG e AHP para avaliar a adequação de terras para alguns potenciais tipos de uso de terras agrícolas no distrito de Luoi, Vietnã. Os autores utilizaram o método AIJ aplicando a média geométrica para sintetizar os julgamentos do grupo. Chaudhary *et al.* (2016) utilizaram o mesmo método de agregação, porém, aplicando a média aritmética para sintetizar os julgamentos dos especialistas no processo de tomada de decisão em grupo para mapeamento de zonas de adequação para localização de corpo de bombeiros em Kathmandu, Nepal.

Gorsevski *et al.* (2013) aplicaram uma estrutura de SDSS para avaliar a adequação para localização de parque eólico no Noroeste de Ohio, Estados Unidos. Os mapas produzidos com as preferências dos participantes da pesquisa foram agregados para produzir uma solução de grupo com uso do método de Borda e da técnica de CLP para combinar os mapas. Na Alemanha, em Aachen, Höfer *et al.* (2016) também buscaram a localização de regiões com potencial de parque eólico, porém, nesse estudo os autores utilizaram a abordagem do AHP e a agregação das preferências do grupo de especialista pelo método AIP.

A tomada de decisão em grupo no ambiente SIG com uso do método AHP pode ser observada em Giamalaki e Tsoutsos (2019). Os autores identificaram locais mais adequados para implementação de instalações de fazendas de geração de energia solar na Unidade Regional de Rethymno, Grécia. Na região de Valência, Espanha, Marques-Perez *et al.* (2020) também investigaram e avaliaram locais ideais para desenvolvimento de usinas solares com

uma abordagem em SIG combinada com os métodos de avaliação multicritério PROMETHEE e AHP. Nesses dois estudos a AIP fez parte da abordagem para calcular as prioridades do grupo de interessados.

Jelokhani-Niaraki e Malczewski (2015) apresentaram um sistema GIS-MCDA em grupo baseado na Web para abordar a seleção de locais para estacionamento em Teerã, Irã. A regra de decisão utilizada no estudo para gerar as soluções individuais amparou-se na média ponderada ordenada (MPO), enquanto a regra de decisão para agregar as soluções individuais seguiu o método de Borda para produzir a solução de compromisso. Além dos estudos mencionados anteriormente, a tomada de decisão em grupo de especialistas com GIS-MCDA pode ser vista em Pilevar *et al.* (2020), na avaliação da adequação de terra em região semiárida para cultivo de trigo e milho em Neyshabur no Irã, e em Rebolledo *et al.* (2016), com a avaliação da vulnerabilidade da água subterrânea à nitrato de fonte agrícola na região de Aragon, Espanha.

Pouco se tem discutido sobre tomada de decisão em grupo com GIS-MCDA na RGA. Gdoura *et al.* (2015) e Singh *et al.* (2017) usaram critérios e restrições baseados na consulta aos especialistas, exame de diretrizes internacionais e na análise de documentos técnicos e científicos relacionados à RGA. Contudo, esses estudos não esclarecem quanto ao procedimento usado na obtenção do consenso ou compromisso para geração das prioridades conforme proposto por Escobar *et al.* (2004). Tsangaratos *et al.* (2017) atribuíram cada qual seus julgamentos com a consulta também aos especialistas e arredondaram a média aritmética de cada comparação aos pares para o número inteiro mais próximo. Todavia, vale salientar que o uso da média aritmética viola a propriedade da matriz recíproca quanto ao uso do AIJ (OSSADNIK *et al.*, 2016).

Em muitos modelos de MCDA, os pesos dos critérios são obtidos do tomador de decisão a partir de uma importância relativa dos critérios sem a definição clara da palavra “importância”, o que resultou em ambiguidade e mal-entendido no uso dos modelos de MCDA (SCHENKERMAN, 1991; SCHONER e WEDLEY, 1989). Além disso, segundo Choo *et al.* (1999), a interpretação apropriada dos pesos dos critérios é influenciada pela maneira como eles são usados na regra de agregação do modelo de MCDA. Giamalaki e Tsoutsos (2019) ressaltaram a complexidade do problema de mapeamento de adequação, onde a importância relativa dos critérios de avaliação selecionados pode conduzir a resultados diferentes quanto à adequação.

2.6 ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO BASEADA EM SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA NA RECARGA GERENCIADA DE AQUÍFEROS

A análise multicritério tem sido usada no Brasil na resolução de diversas questões relacionadas aos recursos hídricos. Matzenauer (2003) utilizou uma metodologia multicritério construtivista de avaliação de alternativas para o planejamento dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio dos Sinos-RS. Ramos (2005) desenvolveu um modelo para outorga de uso da água utilizando uma metodologia multicritério de apoio à decisão na bacia hidrográfica do Rio Cubatão do Sul-SC. Monte (2013) realizou uma análise comparativa do desempenho dos pequenos açudes à montante do açude de Sumé-PB com uso do método PROMETHEE II.

Srdjevic *et al.* (2004) propuseram uma abordagem de análise multicritério com uso do método TOPSIS para avaliação de cenários de gestão de água em reservatórios na bacia hidrográfica do rio Paraguaçu-BA. Para selecionar alternativas de recuperação ambiental na bacia hidrográfica do rio Jaboatão-PE, Silva *et al.* (2010) utilizaram um modelo de suporte à decisão em grupo baseado no método PROMETHEE II. Moraes e Almeida (2007) empregaram o método ELECTRE I para auxiliar na escolha do município prioritário para receber um sistema de abastecimento de água no estado de Pernambuco.

Garfi *et al.* (2011) usaram a análise multicritério em procedimentos de avaliação ambiental estratégica. Os autores utilizaram o método AHP com objetivo de selecionar e, posteriormente, monitorar a alternativa de programa mais adequado para disponibilidade de água potável no Vale do Jequitinhonha-MG. Usando o mesmo método, Freitas e Magrini (2013) avaliaram e selecionaram alternativas estratégicas com vista em apoiar a gestão sustentável da água em um complexo de mineração em Minas Gerais. Nesse estudo, os autores incorporaram os riscos ambientais tomando como base critérios de decisão relacionados à questão ambiental, econômica e corporativa.

Conforme pode ser observado nos estudos citados anteriormente, a componente espacial tem pouco papel de destaque nos problemas de decisão multicritério em recursos hídricos no Brasil. Entretanto, pode ser citado o estudo de Madrucci *et al.* (2008), que utilizam as técnicas de sensoriamento remoto e SIG para mapeamento da favorabilidade das águas subterrâneas em um aquífero fraturado, na porção leste do estado de São Paulo. Na análise multicritério, os autores consideraram o método AHP na avaliação das variáveis aliado ao método da Combinação Linear Ponderada (CLP) para obtenção de um mapa de favorabilidade.

Alves *et al.* (2021) utilizaram o método AHP integrado ao SIG para melhorar o gerenciamento da água no perímetro irrigado de Sumé-PB usando múltiplas fontes hídricas (*e.g.*, água superficial, água subterrânea e água residuária tratada). No estudo, os autores assumiram critérios técnicos, econômicos e ambientais no processo decisório para identificação dos locais mais adequados para irrigação.

Alguns estudos disponíveis na literatura internacional têm enfatizado a importância do GIS-MCDA para auxiliar a tomada de decisão na RGA. Na maioria desses estudos, a análise multicritério em ambiente SIG tem usado o método AHP aliado às ferramentas geoespaciais para mapeamento e classificação de locais potencialmente adequados para RGA (SALLWEY *et al.*, 2019). Com essa abordagem, Pedrero *et al.* (2011) identificaram locais com potencial para recarga de efluente doméstico tratado por bacia de infiltração no Noroeste da região da Beira do Interior, Portugal. Os autores realizaram uma análise multicritério em SIG aliado ao método da Lógica Booleana. Os critérios que compuseram a análise espacial foram a distância a partir da planta de tratamento de efluente, elevação, distância a partir das fontes de abastecimento de água, distância aos aglomerados urbanos e às reservas ecológicas, uso do solo, declividade, textura do solo, tipo de solo, profundidade do aquífero e acesso às vias. Na mesma área de estudo, Silva *et al.* (2016) também desenvolveram estudo na mesma linha de pesquisa.

Gdoura *et al.* (2015) mapearam e classificaram locais adequados para RGA com efluente doméstico tratado por bacias de infiltração no aquífero raso de Nabeul-Hammamet, Tunísia. Os critérios textura do solo, geologia, profundidade da zona não saturada, declividade do terreno, salinidade do solo, elevação, uso do solo, distância a partir das plantas de tratamento de efluentes, distância às áreas urbanas e a qualidade da água subterrânea foram considerados na abordagem GIS-MCDA. Além dessa abordagem usada, os autores estimaram uma área necessária para recarga e apresentaram uma análise de sensibilidade com base na mudança percentual do peso dos critérios. Nesse estudo, os autores usaram o método AHP para estabelecimento dos pesos dos critérios e a regra de decisão da CLP para integração das camadas temáticas.

Rahman *et al.* (2013) mapearam e classificaram locais adequados para implementação de projetos de RGA com efluente doméstico tratado por bacia de infiltração no Norte da Faixa de Gaza. Os autores utilizaram uma análise multicritério aliada a um modelo de simulação do fluxo da água subterrânea. No estudo, os critérios declividade, infiltração, espessura do aquífero, zona de fluxo da água subterrânea, profundidade do nível de água, concentração de nitrato e cloretos, distância para lagos e custo de transferência de efluente foram avaliados

com uso do método do AHP combinado com a CLP e a média ponderada ordenada (MPO). A análise de sensibilidade realizada no modelo multicritério baseou-se na mudança de peso dos critérios a partir do método MPO.

Tsangaratos *et al.* (2017) identificaram locais ideais para instalações de sistemas de TSA com uso de efluente doméstico tratado na região metropolitana de Atenas, Grécia. Os critérios envolvidos na tomada de decisão foram as características hidrológicas, a profundidade do aquífero, a declividade do terreno, a distância a partir dos centros residenciais e a distância à planta de tratamento de efluente. O uso do GIS-MCDA permitiu a obtenção de um mapa de adequação final para localização ideal das instalações de TSA. No estudo, os autores usaram também o método AHP e a CLP para ponderação dos fatores. Nesse estudo, os autores não realizaram uma análise de sensibilidade do modelo.

A Índia, como já abordada, é o país que possui maior número de estruturas de RGA, principalmente, com uso de águas pluviais para recarga (CGWB, 2020). No distrito de Balod, estado de Chhattisgarh, Kumar *et al.* (2016) delinearão zonas de RGA e sugeriram estruturas de recarga adequadas com cada local (*e.g.*, trincheiras, barragens, poços de recarga e tanque de percolação) para planejamento e gestão dos recursos hídricos subterrâneos. No estudo, as diferentes camadas temáticas como drenagem, lineamento, geologia, geomorfologia, textura do solo, profundidade do solo, uso e cobertura do solo, precipitação, profundidade do lençol freático e declividade foram integradas dentro da abordagem de GIS-MCDA. O estudo não realizou uma análise de sensibilidade do modelo GIS-MCDA.

Singh *et al.* (2017) apresentaram uma metodologia tecnicamente robusta para avaliar o potencial de aproveitamento da água da chuva e identificar locais adequados para coleta de águas de chuva e estruturas de RGA usando o GIS-MCDA. Nesse estudo, desenvolvido na bacia do rio Damodar, Índia, as camadas temáticas integradas para identificação de zonas com potencial de coleta de águas de chuva foram o coeficiente de escoamento superficial, declividade e densidade de drenagem. Por outro lado, para identificação de zonas de demanda de águas de chuva, as camadas temáticas integradas foram a flutuação do nível do lençol freático, a demanda de água e o nível do lençol freático pós-monsoão. Os autores sugeriram estruturas de RGA como barragens, tanque de percolação e lagoas em fazendas. Nesse estudo, os autores não fizeram a análise de sensibilidade do peso dos critérios.

Bonilla Valverde *et al.* (2016) usaram critérios como aptidão hidrogeológica, declividade do terreno, textura do solo e a densidade de drenagem para identificação de locais adequados para implementação da RGA por métodos difusos na Costa Rica usando o GIS-MCDA. Diferente dos estudos anteriores que usaram o método AHP, os autores utilizaram o

método do Fator de Múltipla Influência na atribuição dos pesos e na análise de sensibilidade. Nesse método, quanto mais influência um critério tem sobre os outros e o objetivo, maior é a sua pontuação e maior é o peso obtido.

Steinel *et al.* (2016) selecionaram locais com potencial para coleta do escoamento superficial e infiltração no norte da Jordânia com abordagem GIS-MCDA. O estudo desenvolvido em região semiárida avaliou a adequação das bacias hidrográficas Amman-Zarqa e Azraq para gerar escoamento, e identificaram locais promissores para coleta e infiltração de escoamento. Os autores usaram para o mapeamento de adequação as técnicas da Lógica Booleana e a CLP. Contudo, não executou uma análise de sensibilidade do modelo.

Russo *et al.* (2015) usaram o GIS-MCDA e a modelagem de fluxo de água subterrânea para avaliar a adequação regional e quantificar o impacto relacionado à RGA nos níveis de água subterrânea e a intrusão salina no Vale de Pajaro, Califórnia. No estudo, os autores definiram um esquema de ponderação com base em uma revisão de estudos de mapeamento de RGA que usaram uma abordagem semelhante ao estudo. Zhang *et al.* (2019) combinaram o GIS-MCDA e um modelo de fluxo de água subterrânea para selecionar e avaliar locais adequados para RGA na Costa Oeste da África do Sul. Nesse estudo, os autores utilizaram o método AHP para atribuição do peso dos critérios e o método da CLP para identificação da adequação para RGA com bacia de infiltração usando água proveniente do escoamento superficial.

Os estudos citados anteriormente apresentaram significativos avanços no que diz respeito à identificação de áreas com potencial de RGA baseada em GIS-MCDA. Apesar disso, pouco se tem discutido a identificação dessas áreas para RGA com água de rios e efluentes domésticos tratados a partir de uma abordagem com a agregação dos julgamentos individuais de um grupo de tomadores de decisão (*e.g.*, ABELS *et al.*, 2017; ANANE *et al.*, 2021; VISHWAKARMA *et al.*, 2021). Além disso, em geral, os estudos não esclareceram números de especialistas envolvidos no processo decisório (*e.g.*, FATHI *et al.*, 2020; GDOURA *et al.*, 2015), bem como, não realizaram uma análise de sensibilidade mediante a mudança nos julgamentos individuais do grupo de tomadores de decisão (*e.g.*, AHMADI *et al.*, 2017; FUENTES e VERVOORT, 2020).

A realização desse procedimento de análise de sensibilidade baseado na mudança dos julgamentos individuais do grupo de tomadores de decisão pode, por exemplo, possibilitar uma melhor compreensão da robustez dos resultados, proporcionando uma maior compreensão do impacto das mudanças de preferências nos modelos GIS-MCDA em RGA. Assim, diante das incertezas presente nesses modelos, observar esses pontos destacados acima

é importante para melhorar a compreensão dos resultados gerados e possibilitar uma tomada de decisão efetiva na solução do problema espacial.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo são as bacias hidrográficas do rio Gramame e parte do baixo curso do rio Paraíba (BRG-BRP), situadas no estado da Paraíba, região costeira no Nordeste do Brasil. Juntas, elas apresentam uma área de drenagem de aproximadamente 1.032 km², sendo a bacia do rio Gramame a maior com cerca de 589,76 km² (Figura 4). Elas estão situadas na região litorânea sul do estado, entre as latitudes 6°57'0" S e 7°25'0" S e as longitudes 34°49'0" W e 35°13'0" W. Esta área abrange em parte os municípios de Bayeux, Santa Rita, Cruz do Espírito Santo, São Miguel de Taipu, Pedras de Fogo, Alhandra e Conde, e totalmente as áreas de João Pessoa e Cabedelo. Assim, estimando mais de 1 milhão de habitantes nessa área (IBGE, 2020).

A Paraíba situa-se próxima à linha do equador, estando submetida à incidência de alta radiação solar. Esta condição determina um clima quente com temperatura média anual de 26°C (PARAÍBA, 2000). A classificação climática de Köppen indica uma zona tropical com verão seco (ALVARES *et al.*, 2013) e com chuvas predominantes de outono/inverno (COELHO *et al.*, 2012). A pluviosidade anual média na bacia hidrográfica pode variar de 1.400 a 1.800 mm, com uma evapotranspiração potencial que pode chegar a 1.500 mm/ano (FRANCISCO e SANTOS, 2017).

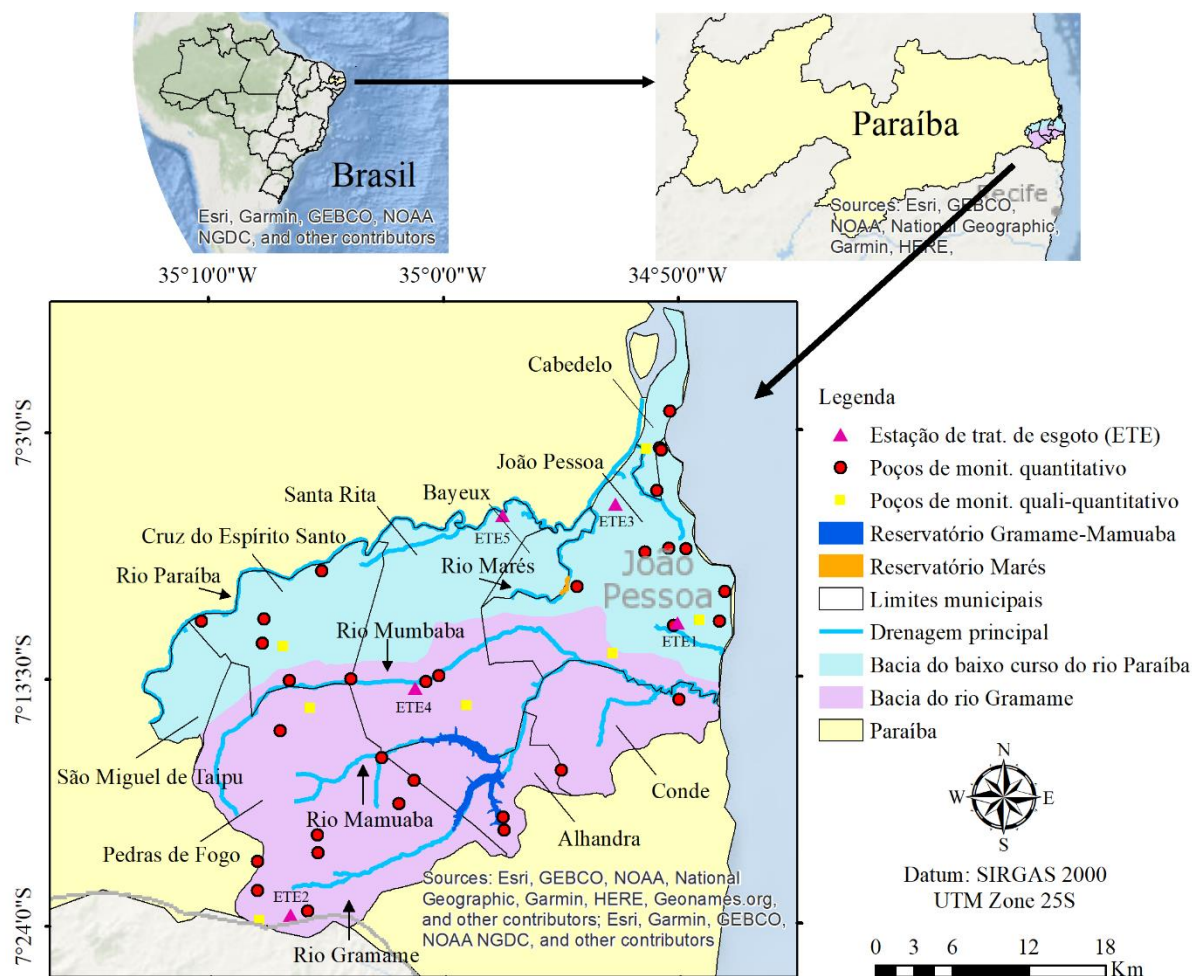


Figura 4 - Localização da bacia hidrográfica do rio Gramame e parte do baixo curso do rio Paraíba (BRG-BRP)

A área de estudo possui dois reservatórios superficiais para suprir as demandas urbanas e rurais, a saber: o Gramame-Mamuaba e o Marés, que se situa na parte do baixo curso do rio Paraíba. Eles têm capacidades máximas de 56 milhões e 2 milhões de m^3 , respectivamente. Os principais cursos de água de maior extensão são rio Gramame com mais de 50 km, seguido do rio Mumbaba com cerca de 40 km. Na parte do baixo curso do rio Paraíba, destacam-se o rio Marés e outros rios afluentes ao rio Paraíba (BOMFIM *et al.*, 2015). São encontradas na área de estudo ao menos 5 estações de tratamento de efluentes domésticos, a saber, ETE1 - Mangabeira, ETE2 - Pedras de Fogo, ETE3 - Roger, ETE4 - Odilândia e ETE5 - Santa Rita, respectivamente, com vazões afluentes de 19.828,6 m^3 /dia, 114,7 m^3 /dia, 46.266,8 m^3 /dia, 404,35 m^3 /dia e 745,6 m^3 /dia (CAGEPA, 2019, 2018). Essas ETE's operam por sistemas de lagoas de estabilização.

3.2 COLEÇÃO DE DADOS

O conjunto de dados usado neste estudo foi obtido através de diversas fontes, a saber, do Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil, chamado de MapBiomass, para obtenção do dado de uso e cobertura do solo com resolução espacial de 30 m em base anual (<https://mapbiomas.org/>) (SOUZA *et al.*, 2020). Neste estudo, utilizou-se a Coleção v.5.0.

Os dados usados neste estudo para o mapeamento das restrições dos corpos aquáticos (reservatórios e poços) foram extraídos do Geo Portal da Agência Executiva de Gestão das Águas (Geo Portal AESA) (<http://geoserver.aesa.pb.gov.br/geoprocessamento/geoportal/index.php>). As unidades geológicas e pedológicas superficiais também foram extraídas do acervo de mapas disponíveis no Geo Portal AESA. Além desses dados, informações dos estudos hidrogeológicos realizados por Costa *et al.* (2007) e Santos *et al.* (2002) foram usadas. Os dados de monitoramento da profundidade do lençol freático de 39 poços foram considerados para os anos de 2015 a 2018, no âmbito de pesquisas relacionadas ao Projeto BRAMAR. Esses dados monitorados foram usados para geração do mapa de profundidade do lençol freático pós período chuvoso (agosto). O método de interpolação usado foi a Ponderação pelo Inverso da Distância, conforme usado também por Adhikary e Dash (2017) para essa finalidade.

A rede de drenagem, declividade e elevação do terreno foram geradas usando o modelo digital de elevação do SRTM, disponibilizado na resolução espacial de 30 m pelo Projeto TOPODATA do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (<http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>). As distâncias a partir dos rios foram geradas a partir do produto da rede de drenagem. Esses dados foram processados e usados na análise multicritério para o mapeamento de adequação usando os *softwares* ArcGIS 10.4.1 e QGIS 2.18.21.

Dados de qualidade de água de sete poços distribuídos ao longo da bacia hidrográfica, com amostras de água coletadas em outubro de 2019 no âmbito do Projeto BRAMAR, com avaliação dos parâmetros: turbidez, condutividade elétrica, pH, sólidos totais dissolvidos, nitrato, dureza, DBO₅ e cloretos foram analisados. Os dados de vazões afluentes das ETE's e da qualidade do efluente foram obtidos junto à Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) (<http://www.cagepa.pb.gov.br/>) para o período de janeiro a novembro de 2017 para a ETE1 - Mangabeira (módulo I). Essa ETE opera via sistemas de lagoas (anaeróbia e

facultativa) e foram observados os parâmetros de qualidade da água: pH, condutividade elétrica, DBO₅, DQO, sólidos totais e coliformes termotolerantes.

3.3 METODOLOGIA DA PESQUISA

A metodologia geral da pesquisa é representada resumidamente na Figura 5. Este fluxograma mostra as principais etapas do processo usadas para realização da análise espacial. Em geral, todo procedimento envolve quatro etapas: (1) a definição do problema; (2) o mapeamento de restrições; (3) o mapeamento de adequação, no qual envolve (a) a escolha dos critérios, (b) o estabelecimento de uma estrutura hierárquica do problema de decisão, (c) a padronização das características do critério (pontuações), (d) o estabelecimento de peso para o critério pelo método AHP a partir da agregação dos julgamentos individuais (AIJ) de um grupo de especialistas e (e) a agregação dos critérios (mapas) usando a Combinação Linear Ponderada como regra de decisão; e (4) a análise de sensibilidade, na qual avalia os impactos causados sobre a saída do modelo pela variação do peso dos critérios de entrada usando o método *One-at-a-time*. Essas etapas são descritas com mais informações seguindo a declaração do problema nas seções posteriores.

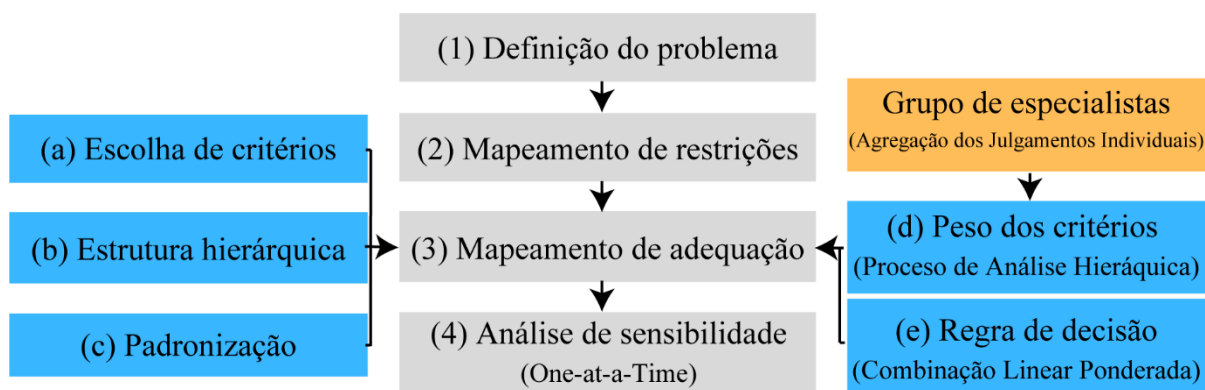


Figura 5 - Procedimentos gerais para mapeamento de áreas adequadas para RGA

3.4 ANÁLISE DE DECISÃO MULTICRITÉRIO EM SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA (GIS-MCDA)

3.4.1 Definição do problema

Na gestão dos recursos hídricos, a RGA mostrou ser uma resposta eficaz aos problemas de escassez de água, aumentando a resiliência à seca (CGWB, 2020; DILLON *et al.*, 2018). Nesse sentido, um dos principais requisitos para implementação da RGA é a seleção de áreas adequadas, com base na tecnologia adequada e com vistas à alocação de uso escolhida (ou determinada). Assim, levando em conta as questões apresentadas (seção 1.1), buscou-se encontrar áreas com potencial para RGA a partir de bacias de infiltração para 1) o uso de águas de rios e 2) águas de efluentes domésticos tratados para o armazenamento e a recuperação da água em período de estiagem. Isto, com objetivo de uso final na irrigação de culturas (*e.g.*, cana-de-açúcar, abacaxi, milho e outras) na bacia hidrográfica do rio Gramame e parte do baixo curso do rio Paraíba.

3.4.2 Mapeamento de restrições

O principal objetivo do mapeamento de restrições é filtrar as áreas que são inviáveis para RGA (BONILLA VALVERDE *et al.*, 2016). Assim, nesta etapa são excluídas da análise áreas que não estão disponíveis ou que são completamente inviáveis para implementação da RGA (RAHMAN *et al.*, 2012). As restrições assumidas tomaram como base estudos anteriores no campo da RGA a partir de águas de rios e efluentes domésticos tratados.

Como neste estudo a avaliação das restrições envolveram duas fontes hídricas, logo, existem restrições comuns ao método ou restrições relacionadas à fonte hídrica. As declividades maiores que 12% são consideradas desfavoráveis para construção, operação e manutenção de bacias de infiltração devido à sua influência na taxa de infiltração que não pode ser garantida (GDOURA *et al.*, 2015). As declividades altas favorecem o escoamento superficial e a erosão do solo, o que causa a instabilidade do solo, colocando em risco a segurança da bacia de infiltração (KALLALI *et al.*, 2007).

Em relação ao uso e cobertura do solo, afloramento rochoso, mangue, aquicultura, corpo hídrico e infraestrutura urbana são áreas inviáveis para implementação de bacias de infiltração, por isso foram extraídas pela não disposição da área ou por questões econômicas e ambientais relacionadas ao uso e cobertura do solo (FATHI *et al.*, 2020).

Uma distância de 8 km entre a fonte hídrica (rio/estação de tratamento de efluente) e os locais de infiltração foi considerada como preferível para realização da recarga (PEDRERO *et al.*, 2011). Essa distância foi assumida tendo em vista a elevação no custo de transferência da água à medida que se aumenta o distanciamento. Já a diferença de elevação entre a planta de tratamento de água residuária e o local de infiltração não deve exceder 15 m, devido ao custo energético para bombeamento da água residuária (GDOURA *et al.*, 2015; KALLALI *et al.*, 2007).

Algumas restrições específicas foram usadas para a RGA com águas de efluente tratado. Distâncias de 500 m ao redor dos reservatórios superficiais e 100 m para curso de água e ao redor de poços foram assumidas para evitar contaminação desses recursos (PEDRERO *et al.*, 2011). Considerou-se também uma espessura mínima de zona não saturada de 5 m para possibilitar o TSA com uma boa purificação e evitar a contaminação da água subterrânea (GDOURA *et al.*, 2015).

O TSA permite uma melhoria adicional da qualidade do efluente com remoção de compostos durante a passagem pelo solo, isso ocorre a partir de diferentes processos como: filtração, biodegradação, precipitação química, adsorção, troca iônica e diluição (FOX, 2001; SHARMA *et al.*, 2008; SHARMA e KENNEDY, 2017).

Neste estudo, após a definição dos valores de tolerância, todos os pixels que estão fora das restrições assumidas para os critérios selecionados foram atribuídos para eles um valor nulo “NoData”, sendo excluídos da análise (*e.g.*, LIN *et al.*, 2009; PÉREZ-PEÑA *et al.*, 2009).

3.4.3 Mapeamento de adequação

Neste estudo, o mapeamento de adequação para RGA realizado considerou o método difuso (bacias de infiltração) como método potencial para projetos de RGA na região. Dessa forma, os critérios foram selecionados e tratados de acordo. Neste estudo, dois mapeamentos de adequações foram realizados: o primeiro para RGA com águas de rios e o segundo para águas de efluentes domésticos tratados. Dessa forma, a seleção de um conjunto de critérios para avaliação da adequação da área fez-se necessária.

3.4.3.1 Escolha dos critérios

O conjunto de critérios selecionados neste estudo levou em conta alguns dos principais critérios usados na literatura de GIS-MCDA na RGA, conforme Sallwey *et al.* (2019). Esses critérios foram escolhidos de acordo com sua importância no processo de RGA e quanto à

disponibilidade de dados. Esses critérios selecionados não redundantes estão relacionados com as características superficiais, de gerenciamento e subsuperficial.

A seleção adequada dos critérios baseou-se na investigação da área *in situ* e no uso de revisão de literatura, além da consulta aos especialistas em RGA. As faixas de adequação assumidas e as suas respectivas pontuações foram adaptadas para o estudo com base na literatura no campo da RGA e na consulta com especialistas locais para avaliação de critérios específicos, como pedologia e geologia. Assim, os sete critérios mostrados na Tabela 3 foram utilizados no GIS-MCDA para o mapeamento de adequação de áreas para RGA com águas de rios: uso e cobertura do solo, geologia, pedologia, profundidade do lençol freático, distância a partir dos rios, elevação e declividade do terreno.

De acordo com O'Geen *et al.*, (2015), os bancos de água subterrânea agrícola são prováveis de serem implementados por método difuso em campos. Neste contexto, quanto ao uso e cobertura do solo, as classes de agricultura e pastagem receberam uma pontuação muito alta por serem adequadas para o objetivo da RGA. Na área de estudo, a classe de floresta envolve formação florestal, formação savânica e reflorestamento. Assumiu-se uma pontuação moderada devido ao custo ambiental nessas áreas (GDOURA *et al.*, 2015). As áreas não vegetadas, que são áreas antropizadas em expansão conforme descrito por Souza *et al.* (2020), considerou-se uma adequação muito baixa para projetos de RGA.

As unidades geológicas, apresentadas na área de estudo como Sedimentos Aluvionais e a Formação Barreiras, são constituídas por sedimentos mal consolidados depositados por sistemas fluviais (FURRIER *et al.*, 2013, 2015), e neste estudo foram classificadas com aptidão muito alta para a RGA por possuírem um alto potencial para recarga (COSTA *et al.*, 2007).

O granitoide de quimismo indiscriminado, Complexo Sertânia, os ortogneisses granodiorítico-granítico do Complexo Cristalino Pré-Cambriano (RAMOS *et al.*, 2016) e a unidade Formação Gramame (BARBOSA *et al.*, 2007) foram considerados zonas pobres para RGA devido à sua baixa adequação para a área de estudo. Essas unidades possuem sedimentos consolidados com a presença de rochas ígneas, metamórficas e calcárias, o que torna pouco provável suportar taxas de infiltração adequadas para RGA (GONZALEZ *et al.*, 2020).

Para a unidade geológica Formação Beberibe (MABESOONE *et al.*, 1968) assumiu-se uma pontuação moderada neste estudo. Na área de estudo, a realização da RGA na Formação Beberibe, a partir do seu afloramento, compreende uma recarga para o sistema aquífero confinado, o que requer poços mais profundos para a recuperação da água. Além disso, o uso

do método difuso de RGA requer aquífero livres, onde o material não consolidado permite atingir taxas de recarga e recuperação aceitáveis (GONZALEZ *et al.*, 2020).

Os locais com a presença de Latossolos e Argissolos receberam maiores pontuações, respectivamente, muito alta e alta. Os Latossolos são solos mais evoluídos e mais homogêneos com relação às características físicas em profundidade. Os Latossolos representam solos com maior capacidade de armazenamento de água devido à sua textura e ao arranjo estrutural, o que permite uma boa permeabilidade (SANTOS e ZARONI, 2019). Os Argissolos são solos intermediários em escala de evolução e possuem também uma boa permeabilidade e porosidade (ZARONI e SANTOS, 2019a).

Os Luvisolos possuem grande susceptibilidade à erosão hídrica, influenciando na capacidade de infiltração e armazenamento de água, assumindo-se assim uma pontuação moderada (ZARONI e SANTOS, 2019b). Os Neossolos Quartzarênicos possuem uma infiltração rápida e apresentam baixa capacidade de armazenamento, sendo dentre os Neossolos o mais arenoso (ALMEIDA *et al.*, 2019). Os Neossolos Flúvicos estão situados às margens dos rios e apresentam lençol freático próximo à superfície (SILVA e NETO, 2019). Essas duas classes de Neossolos assumiram pontuações baixas quanto ao potencial de projetos de RGA.

As pontuações muito baixas foram usadas para as classes Gleissolos e Espodossolos por serem solos mal ou muito mal drenados e, portanto, possuem uma infiltração lenta e o ambiente mantém-se inundado por longo período em virtude da presença do lençol freático próximo à superfície (NETO e SILVA, 2019; O'GEEN *et al.*, 2015).

Para recarga em aquífero não confinado por método difuso com águas de rios, é importante existir uma profundidade suficiente para permitir a recarga sem aumentar o risco de inundação (GONZALEZ *et al.*, 2020). As profundidades muito rasas reduzem o potencial do projeto de RGA. Isso porque a recarga nessas áreas também pode levar à descarga da água subterrânea (KAZAKIS, 2018). Neste estudo, para águas de rios, assumiram-se pontuações de muito baixa a baixa em áreas com uma baixa profundidade do lençol freático e pontuações altas para as profundidades maiores.

No que diz respeito à distância do rio aos locais de infiltração, longas distâncias foram classificadas com pontuações de moderada à baixa por indicarem maiores custos para o projeto, isso por razões da necessidade de infraestrutura hidráulica para escoamento (FUENTES e VERVOORT, 2020). Um local mais próximo dessas fontes recebeu altas pontuações como indicativo de uma maior adequação. Especificamente, a faixa de distância mais próxima dos rios recebeu uma pontuação moderada, isso devido à possibilidade do fluxo

de retorno de água do projeto de recarga para o rio, tendo em vista a existência da interação hidráulica nessa faixa (FUENTES e VERVOORT, 2020).

Caso o sistema de RGA não seja operado por gravidade, os custos operacionais da RGA estarão também relacionados ao consumo de energia elétrica do sistema de bombeamento, haja vista a necessidade de fornecer água de recarga para o local de infiltração (MARÉCHAL *et al.*, 2020). Neste estudo, assumiram-se para uma diferença de elevações inferior a ~ 50 m pontuação muito alta e para maiores que 80 m uma pontuação muito baixa. No estudo, dois pontos de captação de água usados para irrigação de cana-de-açúcar, respectivamente, nos rios Mumbaba e Mamuaba, foram considerados como referência para o critério de elevação. Essas considerações foram adaptadas com base em estudo desenvolvido por Maréchal *et al.* (2020).

Quanto à declividade do terreno, as áreas planas (0 – 2%) receberam uma pontuação alta por favorecerem a aplicação da RGA por método difuso, como bacias de infiltração em grandes áreas. Por outro lado, uma pontuação baixa foi atribuída aos terrenos ondulados (10 – 12%), onde o potencial de erosão por escoamento superficial é mais significativo para o transporte de sedimentos (O'GEEN *et al.*, 2015), o que representa um fator limitante para a infraestrutura de RGA (FUENTES e VERVOORT, 2020).

Tabela 3 - Classes de adequação dos critérios para mapeamento de adequação de áreas para RGA com uso de águas de rios

Critério	Classe	Faixa de adequação	Pontuação	Referência
Uso e cobertura do solo	Muito alta	Agricultura/pastagem	5	Kumar <i>et al.</i> (2016)
	Moderada	Floresta	3	
	Muito baixa	Áreas não vegetadas	1	Fathi <i>et al.</i> (2020)
Geologia	Muito alta	Formação Barreiras/Depósitos Aluvionais	5	El Gadi e Brookfield (1999)
	Moderada	Formação Beberibe	3	
	Muito baixa	Formação Gramame/Granitóide de quimismo indiscriminado/Complexo Sertânia/Ortognaisse granodiorítico-granítico	1	Furrier <i>et al.</i> (2006)
				Kumar <i>et al.</i> (2016)
				Gaur <i>et al.</i> (2011)
Pedologia	Muito alta	Latossolos	5	Gonçalves <i>et al.</i> (2020)
	Alta	Argissolos	4	
	Moderada	Luvissolos	3	
	Baixa	Neossolos Flúvicos/Neossolos Quartzarênicos	2	Melo Neto <i>et al.</i> (2013)
	Muito baixa	Gleissolos/Espodossolos	1	
Profundidade do lençol freático (m)	Muito baixa	< 3	1	Fuentes e Vervoort (2020)
	Baixa	3 – 5	2	
	Moderada	5 – 10	3	
	Alta	10 – 15	4	
	Muito Alta	> 15	5	
Distância a partir dos rios (m)	Moderada	0 – 50	3	Fuentes e Vervoort (2020)
	Muito alta	50 – 300	5	
	Alta	300 – 1000	4	
	Baixa	1000 – 5000	2	
	Muito Baixa	5000 – 8000	1	
Elevação (m) ^a	Muito Alto	< 50	5	Maréchal <i>et al.</i> (2020)
	Alto	50 – 60	4	
	Moderada	60 – 70	3	
	Baixa	70 – 80	2	
	Muito baixa	> 80	1	
Declividade do terreno (%)	Muito alta	0 – 2	5	Fathi <i>et al.</i> (2020)
	Alta	2 – 5	4	
	Moderada	5 – 10	3	
	Baixa	10 – 12	2	

^a Diferença de elevação entre o possível local de infiltração e dois pontos de captação de água para irrigação nos rios Mumbaba e Mamuaba a ~50 m de altitude.

Na realização do mapeamento de adequação de áreas para a RGA com águas de efluentes tratados, assumiram-se alguns dos mesmos critérios (uso e cobertura do solo, geologia, pedologia e declividade) e as faixas de adequação com suas pontuações usadas no mapeamento relacionado às águas de rios (*e.g.*, FUENTES e VERVOORT, 2020; GDOURA *et al.*, 2015). O uso dos mesmos critérios está relacionado com método de RGA considerado e, por isso, foram admitidas as mesmas condições.

Assim, para essa nova fonte hídrica (efluentes domésticos tratados) foram realizados cinco mapeamentos de adequação distintos, um para cada planta de tratamento de efluente. Isso fez-se necessário porque as plantas de tratamento estão localizadas em elevações distintas e, em alguns casos, com raios de alcance sobrepostos, como é o caso das três plantas de tratamento localizadas em João Pessoa (duas) e em Santa Rita (uma). Esse procedimento tem como objetivo uma melhor avaliação dos resultados do mapeamento das áreas com potencial. Na aplicação do GIS-MCDA, para essa fonte, foram adotados os seguintes critérios conforme Tabela 4, além dos já citados.

A distância para os corpos hídricos levou em consideração a proximidade dos rios aos possíveis locais de infiltração com águas residuárias. Assumiu-se que as áreas com alto e muito potencial para RGA estão situadas afastadas dos rios (a partir de 1000 m). Essa distância foi usada com a finalidade de evitar a contaminação da água de rios adjacentes em decorrência de vazamento acidental, isso em caso de falha do sistema de RGA com uso de águas residuárias (MAHMOUDI *et al.*, 2021; SADEGHFAM e ABADI, 2021).

No que diz respeito ao lençol freático, foram consideradas as faixas de adequação adaptadas dos estudos de Anane *et al.* (2021), adotando-se como de moderada à muito alta adequações para valores a partir de 5 m. Para RGA com águas de efluentes tratados, um nível de água subterrânea mais profundo beneficia a melhoria da qualidade da água pelo processo de atenuação natural na zona não saturada do aquífero (CASANOVA *et al.*, 2016; RAHMAN *et al.*, 2012).

O critério de diferença de elevação entre os locais de infiltração e a planta de tratamento baseou-se no estudo de Ahmadi *et al.* (2017). Elevações que favorecem o sistema de recarga com operação por gravidade são altamente sustentáveis por não envolver custos diretos com bombeamento do efluente tratado. A distância com classes de adequação muito alta e alta situam-se nos primeiros 1000 m próximos à planta de tratamento, algo semelhante ao que propuseram Fuentes e Vervoort (2020) para RGA com águas de rio.

Tabela 4 - Classes de adequação dos critérios para mapeamento de adequação de áreas para RGA com uso de águas de efluentes tratados (adicionais aos critérios da Tabela 3)

Critério	Classe	Características	Pontuação	Referência
Profundidade do lençol freático (m)	Moderada	5 – 10	3	Anane <i>et al.</i> (2021)
	Alta	10 – 15	4	
	Muito Alta	>15	5	
Distância a partir dos corpos de água (m)	Muito Alta	> 1000	5	Anane <i>et al.</i> (2021)
	Alta	500 – 1000	4	
	Moderada	100 – 500	3	
Elevação (m) ^a	Muito Alta	< 0	5	Ahmadi <i>et al.</i> (2017)
	Alto	0 – 5	4	
	Moderada	5 – 10	3	
	Baixa	10 – 15	2	
Distância a partir da planta de tratamento (m)	Muito alta	0 – 300	5	Ahmadi <i>et al.</i> (2017)
	Alta	300 – 1000	4	
	Baixa	1000 – 5000	2	
	Muito Baixa	5000 – 8000	1	

^a Diferença de elevação entre o possível local de infiltração e a planta de tratamento de águas residuárias analisada.

3.4.3.2 Estrutura hierárquica

O procedimento de uso do método AHP iniciou-se a partir dessa etapa, onde duas estruturas hierárquicas distintas foram usadas com base em dois níveis representados pela meta da análise/problema (*goal*) e os critérios. As duas metas estabelecidas são identificar (a) áreas adequadas para RGA com águas de rios e (b) áreas adequadas para RGA com águas de efluente doméstico tratado (Figura 6).

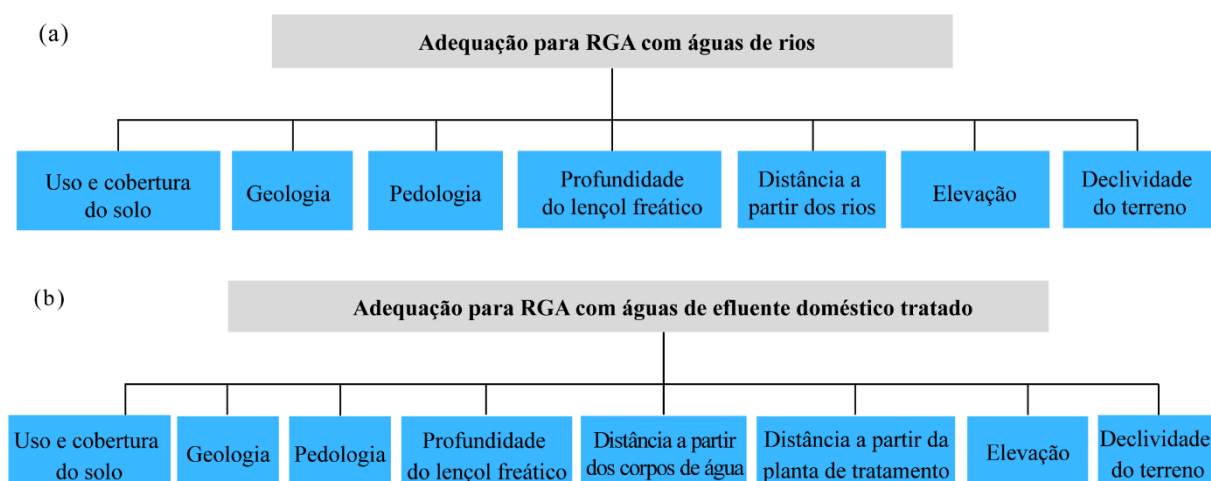


Figura 6 - Critérios para mapeamento e as estruturas hierárquicas, (a) adequação de áreas para RGA com águas de rios e (b) adequação de áreas para RGA com águas de efluente doméstico tratado

3.4.3.3 Padronização

A padronização das pontuações associadas às características do critério foi realizada a partir do uso de uma função de valor. Uma função de valor faz parte da estrutura do modelo e pode ser linear ou não linear (CHEN *et al.*, 2011). Neste estudo, utilizou-se a função linear conforme Malczewski e Rinner (2015). Dessa forma, os valores das pontuações padronizadas variam entre 0 e 1, em que 0 é o valor menos desejável e 1 o valor mais desejável (MALCZEWSKI, 2000).

3.4.3.4 Atribuição de peso dos critérios pelo método AHP

O estabelecimento de peso para os critérios na análise multicritério é algo primordial no processo de tomada de decisão. O método AHP é um dos métodos multicritério de tomada de decisão que melhor responde aos desafios e necessidades de pesquisadores, principalmente, por considerar aspectos intangíveis e a tomada de decisão com múltiplos atores (MORENO-JIMÉNEZ e VARGAS, 2019).

Esse método multicritério de tomada de decisão é amplamente usado (AGUARÓN *et al.*, 2019) e possui a finalidade de analisar problemas de decisão complexos (CHEN *et al.*, 2010). Além disso, a sua utilização possibilita observar um julgamento separadamente em cada uma das várias propriedades essenciais para fazer uma boa decisão (SAATY, 2005). Assim, configura-se como um método eficaz por levar um par de elementos e compará-los em uma única propriedade, sem preocupação com outras propriedades ou outros elementos (Saaty, 2008). No método AHP, os pesos derivam-se a partir de comparações pareadas baseadas na utilização da escala de intensidade de importância relativa entre cada dois critérios (Tabela 2).

Assim, baseado no estabelecimento das escalas de intensidade de importância, mediante a matriz de comparação dois a dois, é calculado o valor do peso para cada um dos critérios utilizando um procedimento de priorização (AGUARÓN *et al.*, 2019). Existem dois procedimentos comuns para calcular as prioridades locais, que são: o método de autovetor e a média geométrica da linha da matriz (AGUARÓN *et al.*, 2020; CRAWFORD e WILLIAMS, 1985; DAVOODI, 2009; SAATY, 1980). Ambos produzem resultados satisfatórios e são adequados para uso (IVANCO *et al.*, 2017).

Neste estudo, utilizou-se como procedimento de priorização a média geométrica da linha da matriz (AGUARÓN e MORENO-JIMÉNEZ, 2003). Assim, dada uma matriz

representada por $A_{n \times n}$ de comparação aos pares com n critérios e construída com base nas razões da escala fundamental de Saaty conforme Equação 1:

$$A = [a_{ij}], i, j = 1, 2, 3, \dots, n \quad (1)$$

Em que A é uma matriz de comparação aos pares com elementos a_{ij} que possui a propriedade de reciprocidade representada na Equação 2:

$$a_{ij} = 1/a_{ji}, \text{ para todo } 1 \leq i, j \leq n \quad (2)$$

Após gerada a matriz de comparação aos pares, o vetor de prioridade w_i é obtido usando a média geométrica da linha da matriz conforme a Equação 3:

$$w_i = \prod_{j=1}^n a_{ij}^{1/n} \quad (3)$$

As prioridades calculadas são então normalizadas, o que representa o valor do peso de cada critério $\bar{w}_i$ de acordo com a Equação 4 (CSATÓ, 2018):

$$\bar{w}_i = \frac{w_i}{\sum_{k=1}^n \prod_{j=1}^n a_{kj}^{1/n}} \quad (4)$$

Esse procedimento de priorização é amplamente empregado devido à sua simplicidade de uso computacional e suas propriedades matemáticas (CSATÓ, 2019, 2018; IVANCO *et al.*, 2017). Neste estudo, utilizou-se para realização dos procedimentos matemáticos o *MS Excel*, uma planilha de cálculos utilizada para aplicações de engenharia e que se constitui em uma excelente plataforma para implementar a análise (IVANCO *et al.*, 2017).

O método AHP possibilita ainda a avaliação da consistência do tomador de decisão quando os julgamentos são inseridos nas matrizes de comparação aos pares. Nesse método, Saaty (1980) definiu a consistência como a transitividade cardinal dos julgamentos incluídos nas matrizes, ou seja, uma matriz de comparação aos pares recíproca $A_{n \times n} = [a_{ij}]$ é consistente se $\forall i, j, k = 1, \dots, n$ satisfaz $a_{ij}a_{jk} = a_{ik}$.

A consistência de uma matriz está associada à coerência dos tomadores de decisão quando seus julgamentos são considerados nas matrizes. São comuns dois indicadores de inconsistência, um baseado no método do autovetor (SAATY, 1980) e o outro na média geométrica da linha da matriz (AGUARÓN e MORENO-JIMÉNEZ, 2003). Neste estudo, a avaliação da consistência da matriz de comparação aos pares baseou-se no índice de consistência geométrica (ICG) proposto por Aguarón e Moreno-Jiménez (2003) (Equação 5):

$$ICG = \frac{2}{(n-1)(n-2)} \sum_{i < j} (\varepsilon_{ij})^2 \quad (5)$$

Em que,

$$\varepsilon_{ij} = \log e_{ij}, \text{ com } e_{ij} = a_{ij} \frac{w_j}{w_i}, i, j = 1, 2, 3 \dots, n \quad (6)$$

As comparações são estabelecidas através da experiência e conhecimento técnico especializado do tomador de decisão/especialista. Assim, dentro desta perspectiva, torna-se útil uma medida da inconsistência ligada à matriz de comparação pareada, pois mesmo que vindos de especialistas, os julgamentos humanos em certa medida são imperfeitos ou inconsistentes (BOROUSHAKI e MALCZEWSKI, 2008). Neste estudo, observaram-se os limiares associados ao nível de inconsistência (ICG) proposto por Aguarón e Moreno-Jiménez (2003), que são 0,31 para matriz de terceira ordem ($A_{3 \times 3}$), 0,35 para matriz de quarta ordem ($A_{4 \times 4}$) e 0,37 para uma matriz superior a quarta ordem. Esses limiares permitem uma interpretação análoga dos 10% para a razão de consistência estabelecida por Saaty (1980).

3.4.3.5 Regra de decisão

A utilização do GIS-MCDA baseou-se na Combinação Linear Ponderada (CLP) como regra de decisão (MALCZEWSKI, 2000; MARINONI, 2004; SRDJEVIC *et al.*, 2010). A regra de decisão é uma parte importante do mapeamento de adequação, em que o modelo GIS-MCDA determina a classificação das alternativas (MALCZEWSKI, 1999). O modelo de CLP possui duas parcelas principais: o peso do critério ($\bar{w}_i$) e o valor padronizado do *pixel* (v_{ji}) como seguem na Equação 7:

$$V_j = \sum_{i=1}^n \bar{w}_i v_{ji} \quad (7)$$

Em que: V_j - é o valor resultante no *pixel* j , no qual representa valor geral da alternativa na localização; $\bar{w}_i$ - peso do critério i ($i = 1, 2, 3 \dots n$, com n sendo o número de critérios considerados); v_{ji} - valor padronizado do *pixel* j ($j = 1, 2, 3 \dots, m$) no critério i . De maneira que os valores de V_j variam entre 0 e 1, sendo 0 o valor menos viável para RGA e o 1 o mais viável (GDOURA *et al.*, 2015). Neste estudo, assumiram-se cinco classes de adequação com os seguintes intervalos: muito baixa (0,0 - 0,2), baixa (0,2 - 0,4), moderada (0,4 - 0,6), alta (0,6 - 0,8) e muito alta (0,8 - 1,0) (BONILLA VALVERDE *et al.*, 2016).

O método da CLP é baseado na premissa da linearidade e aditividade (MALCZEWSKI e RINNER, 2015). Para a combinação dos mapas critério, os pixels devem ter a mesma resolução espacial. No estudo, utilizou-se uma resolução espacial de 30 m. Assim, para a obtenção da alternativa de decisão (localização), um conjunto de dados *rasters* que representam os mapas (critérios) são combinados conforme ilustra a Figura 7:

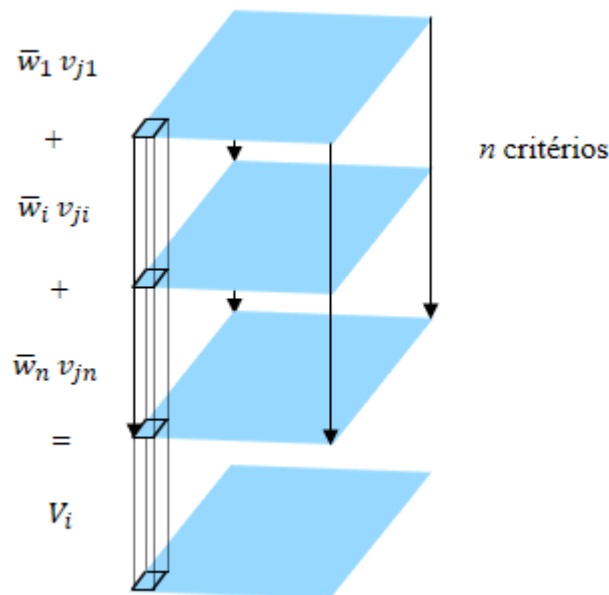


Figura 7 - Combinação Linear Ponderada do conjunto de critérios (Fonte: Adaptado de Marinoni, 2004)

3.5 A TOMADA DE DECISÃO EM GRUPO PELO PROCESSO DE ANÁLISE HIERÁRQUICA

Em problemas de tomada de decisão em grupo, as opiniões dos tomadores de decisão podem diferir substancialmente uns dos outros. Diante disso, os modelos de agregação são ferramentas úteis de auxílio à decisão para ajudar na obtenção da prioridade do grupo, levando em conta uma medida de consistência (DONG *et al.*, 2010).

Neste estudo, utilizou-se a abordagem de agregação dos julgamentos individuais (AIJ) (AGUARÓN *et al.*, 2019), em que cada especialista conduziu sua própria comparação aos pares na matriz (OSSADNIK *et al.*, 2016), sendo posteriormente os julgamentos individuais incluídos no contexto global (AGUARÓN *et al.*, 2016).

Assim, seja $A^{(k)} = [a_{ij}^{(k)}]$ a matriz de julgamento fornecida pelo k -ésimo tomador de decisão ao comparar n critérios ($i, j = 1, \dots, n$), com $w^{(k)} = (w_i^{(k)})$ sendo seu vetor de prioridade ($\sum_{i=1}^n \bar{w}_i^{(k)} = 1$) e β_k o peso do k -ésimo tomador de decisão no grupo ($k = 1, 2, 3, \dots, m$; $\beta_k \geq 0$; $\sum_{k=1}^m \beta_k = 1$) (ESCOBAR *et al.*, 2004).

Então, com base nas matrizes de julgamento individual $A^{(k)}$, usando o método da média geométrica ponderada, obteve-se a matriz de julgamento do grupo $A^{(G)}$ (AGUARÓN *et al.*, 2016; ESCOBAR *et al.*, 2004; OSSADNIK *et al.*, 2016) (Equação 8):

$$A^{(G)} = [a_{ij}^{(G)}], \text{ com } a_{ij}^{(G)} = \prod_{k=1}^m (a_{ij}^{(k)})^{\beta_k} \quad (8)$$

A partir da matriz $A^{(G)}$, usando a média geométrica da linha da matriz são obtidas as prioridades do grupo $w^{(G)} = (w_i^{(G)})$. Em seguida, faz-se uma normalização, em que a soma dos componentes corresponde à unidade (Equação 9):

$$\sum_{i=1}^n \bar{w}_i = 1 \quad (9)$$

O índice de consistência geométrica para o grupo $ICG^{(G)}$ pode ser expresso similarmente conforme descrito na seção anterior (3.4.3.4) com os mesmos limiares associados à ordem da matriz de comparação aos pares (ESCOBAR *et al.*, 2004) (Equação 10):

$$ICG^{(G)} = \frac{2}{(n-1)(n-2)} \sum_{i < j} (\varepsilon_{ij}^{(G)})^2 \quad (10)$$

Em que,

$$\varepsilon_{ij}^{(G)} = \log e_{ij}^{(G)}, \text{ com } e_{ij}^{(G)} = a_{ij}^{(G)} \frac{w_j^{(G)}}{w_i^{(G)}} \quad (11)$$

Esse tipo de abordagem do AIJ é indicado para um grupo pequeno e homogêneo (OSSADNIK *et al.*, 2016), bem como, permite a análise de sensibilidade do peso dos critérios, conforme proposto por Chen *et al.* (2013), a partir da mudança nas escalas fundamentais Saaty dos elementos na matriz do grupo AHP.

3.5.1 Perfis dos especialistas consultados

Neste estudo, os tomadores de decisão são caracterizados por um grupo de cinco especialistas com conhecimento nas áreas de recursos hídricos, tratamento de águas residuárias, tratamento de água para abastecimento, qualidade de água, hidráulica, hidrologia, controle de enchentes, geografia, hidrogeologia, sensoriamento remoto, SIG e tecnologias geoespaciais. No modelo de decisão do grupo AHP, todos cinco especialistas receberam o peso igual conforme fizeram Höfer *et al.* (2016).

Os cinco especialistas que desenvolvem pesquisas na área de estudo são denominados de especialista A, B, C, D e E, e possuem os seguintes perfis:

- A. Possui graduação em Engenharia Civil e doutorado em Recursos Naturais, atua na área de Recursos Hídricos com pesquisas desenvolvidas na BRG-BRP relacionadas com gerenciamento de águas subterrâneas usando modelagem hidrológica e hidrogeológica há mais de sete anos, bem como, possui pesquisa na área de estudo com temas relacionados a gestão integrada dos recursos hídricos, além de integrar projeto que estuda a RGA na área de estudo;
- B. Possui graduação e doutorado em Engenharia Civil, atua na área de Engenharia Sanitária com ênfase em tratamento de águas residuárias a mais de vinte anos e desenvolve pesquisas na BRG-BRP com estudos voltados para qualidade de águas,

aproveitamento de águas pluviais e resíduos sólidos, além disso, trabalha em projetos de pesquisas com estudo de estratégias para mitigar o problema da escassez hídrica usando a RGA na área de estudo;

- C. Possui graduação em Engenharia Civil e doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, desempenha suas atividades há mais de trinta anos nas áreas de hidrologia, hidrometeorologia e gestão de recursos hídricos no semiárido, desenvolve projetos de pesquisas nas referidas áreas do conhecimento, assim como estuda estratégias para mitigar o problema da escassez hídrica usando, também, a RGA na área de estudo;
- D. Possui graduação em Engenharia Civil e mestrado em Engenharia Civil e Ambiental, há mais de cinco anos realiza estudos relacionados com o controle de enchentes, monitoramento hidrológico e tem experiência em projeto de RGA na área de estudo com uso do método de poço de injeção para recarga de águas de chuvas, visando o controle de enchentes e o armazenamento de água excedente do período chuvoso e sua posterior recuperação em período de alta demanda;
- E. Possui graduação em Geografia e doutorado em Engenharia Civil e Ambiental, atua há mais de dez anos em pesquisas envolvendo SIG, sensoriamento remoto, monitoramento hidrológico e águas subterrâneas, com estudos de estimativa de recarga natural e características hidrodinâmicas do aquífero livre presente na BRG-BRP, trabalha também com pesquisas em projetos que estudam a RGA na área de estudo.

Os julgamentos e as preferências estabelecidas por cada especialista, A, B, C, D e E são apresentadas, respectivamente, nas matrizes A, B, C, D e E conforme anexo A, para o problema de decisão 1 (RGA com águas de rios), e no anexo C, para o problema de decisão 2 (RGA com águas residuárias tratadas). Tais problemas são apresentados na seção 3.5.2.

3.5.2 Matrizes com problema de decisão

Esses cinco especialistas consultados preencheram duas matrizes de comparação aos pares enviadas via e-mail na forma de planilha automatizada no *MS Excel*. As matrizes preenchidas correspondem as duas metas do problema de decisão: *i*) a RGA com águas de rios e *ii*) a RGA com águas residuárias tratadas para uso final na agricultura. As escalas de intensidade de importância Saaty foram estabelecidas pelos especialistas para os critérios envolvidos nessas duas metas com base em duas questões (Problema 1 e 2). Os critérios utilizados na análise GIS-MCDA para os dois problemas estão presentes nas duas matrizes de comparação aos pares, respectivamente, Tabela 5 (matriz base 1) e Tabela 6 (matriz base 2).

- **Problema 1** – Com base na escala de intensidade de importância, estabeleça a importância de cada critério considerando: “*A **recarga gerenciada de aquífero com águas superficiais de rios** a partir de bacias de infiltração para o armazenamento e recuperação da água em período de estiagem para uso final na irrigação de culturas (e.g., cana-de-açúcar, abacaxi, milho e outras)*”.

Alguns critérios utilizados na análise GIS-MCDA estão relacionados ao método de RGA escolhido no estudo, neste caso, as bacias de infiltração que se caracterizam como um método difuso, como já descrito. A depender da fonte hídrica avaliada, alguns outros critérios específicos são incluídos na análise, como, por exemplo, os critérios distância a partir dos corpos hídricos e distância a partir da planta de tratamento de esgoto para as águas residuárias tratadas, e distância a partir dos rios quando a meta é a RGA com águas de rios (*e.g.*, FUENTES e VERVOORT, 2020; GDOURA *et al.*, 2015).

A partir da obtenção das matrizes do grupo AHP, a análise de sensibilidade do peso dos critérios nos dois modelos GIS-MCDA foi então aplicada conforme seção 3.6.

3.6 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS MODELOS

A análise de sensibilidade visa descrever o quanto os valores de saída do modelo são afetados pelas mudanças nos valores de entrada do modelo (LOUCKS *et al.*, 2005). Em MCDA, a análise de sensibilidade envolve um conjunto de métodos para avaliar a incerteza da saída do modelo e a importância dos fatores de entrada do modelo, como os valores e pesos dos critérios em um processo de tomada de decisão ou modelagem (MALCZEWSKI e RINNER, 2015).

A incerteza na saída de um modelo pode ser atribuída às diferentes fontes de incertezas nos fatores de entrada do modelo (SALTELLI, 2002; SALTELLI *et al.*, 2010; SALTELLI e SOBOL', 1995). Neste estudo, a análise de sensibilidade é realizada para investigar como a saída do modelo GIS-MCDA é afetada pela incerteza do peso dos critérios (MALCZEWSKI e RINNER, 2015). A incerteza do peso reside no julgamento subjetivo do especialista sobre a importância relativa de diferentes critérios dada a amplitude de seus impactos (CHEN *et al.*, 2011). No âmbito do GIS-MCDA, a análise de sensibilidade nos modelos vem sendo geralmente realizada com base na mudança de peso levando em conta: i) a igualdade entre os critérios, ii) a definição de um ou mais pesos igual a zero ou iii) uma mudança percentual dos pesos (HÖFER *et al.*, 2016).

O impacto da mudança do peso dos critérios na saída do modelo MCDA é, de longe, o mais frequente tipo de análise de sensibilidade em modelagem multicritério baseada em GIS (*e.g.*, CHEN *et al.*, 2010; DELGADO e SENDRA, 2004; GORSEVSKI *et al.*, 2013). Neste estudo, a análise de sensibilidade baseou-se na abordagem proposta por Chen *et al.* (2013), usando a técnica de *One-at-a-time* (OT). Essa abordagem de análise de sensibilidade

possibilita neste estudo uma avaliação do efeito da mudança do peso do critério no modelo GIS-MCDA a partir dos julgamentos estabelecidos na matriz do grupo AHP. Essa abordagem também permite observar a influência do peso dos critérios levando em conta o limite de consistência da matriz, conforme proposto por Aguarón e Moreno-Jiménez (2003).

Diferente de outros estudos de GIS-MCDA em RGA nos quais os valores absolutos dos pesos dos critérios são alterados diretamente por uma técnica específica como a MPO ou igualando um ou mais critério igual a zero (*e.g.*, GDOURA *et al.*, 2015; RAHMAN *et al.*, 2013), neste estudo, a etapa de análise de sensibilidade do peso do critério no modelo GIS-MCDA partiu da mudança na escala de importância na matriz do grupo AHP, o que resulta no recálculo dos pesos dos critérios, observando a consistência para a matriz de comparação aos pares do grupo. O limite de consistência proposta por Aguarón e Moreno-Jiménez (2003) é algo inerente ao método AHP, sendo sua observação importante.

Dessa forma, uma vez que a mudança de peso do critério no modelo GIS-MCDA neste estudo está associado aos julgamentos da escala fundamental Saaty (1990), a análise de sensibilidade dos pesos do grupo AHP considerou as seguintes etapas para visualizar as mudanças espaciais dos resultados da análise:

- i) Escolha do elemento: seleção de um elemento como candidato a ser examinado na matriz do grupo AHP (*e.g.*, a_{12} ou *uso e cobertura do solo/geologia*);
- ii) Execução da escala do elemento: o elemento representado pela escala de importância de comparação entre um par de critérios sofre uma execução por vez, dentro do intervalo de alteração com base em dezessete escalas que variam de 1/9 até 9 conforme mostra Tabela 7;
- iii) Registro do peso dos critérios: após cada execução da escala para o elemento na matriz do grupo AHP, os pesos de todos os critérios são recalculados e registrados;
- iv) Checagem da consistência da matriz: o índice de consistência geométrico da matriz (ICG) é então reavaliado a cada mudança para garantir se a nova composição da matriz garante o limite estabelecido por Aguarón e Moreno-Jiménez (2003);
- v) Geração do mapa: se na checagem do ICG o mesmo estiver adequado para a ordem das matrizes nas Tabelas 5 e 6 (ICG limite de 0,37), um mapa de avaliação da MCDA para a execução será gerado conforme os pesos dos critérios; caso contrário,

se a matriz do grupo AHP for inconsistente, nenhuma análise de sensibilidade será realizada para essa execução particular.

Tabela 7 - Escalas de intensidade de importância entre dois critérios (Eastman, 2003)

1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Extremamente		Muito forte		Fortemente		Moderadamente		Igual importância		Moderadamente		Fortemente		Muito forte		Extremamente
Menos importante									Mais importante							

O procedimento continua assim para os demais elementos da matriz do grupo AHP situados acima da diagonal principal das matrizes nas Tabelas 5 e 6. Deve-se considerar que, como as matrizes de comparações aos pares possuem a propriedade da reciprocidade (SAATY e VARGAS, 2013), se um dado elemento da matriz muda sua escala de intensidade de importância, o diagonalmente simétrico também é ajustado automaticamente. Para realização dessas etapas mencionadas, utilizou-se a ferramenta *Visual Basic for Application* (VBA) no *MS Excel*.

Assim que foram concluídas todas as execuções para a matriz base de comparação aos pares do grupo AHP, uma sequência de mapas foi gerado em ambiente SIG. Esses resultados dos modelos forneceram informações que possibilitam a avaliação da sensibilidade do modelo quando realizadas as mudanças nos pesos.

3.7 MAPAS UTILIZADOS NA ANÁLISE MULTICRITÉRIO EM SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA

O uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio Gramame e parte do baixo curso rio Paraíba é mostrado na Figura 8. No ano de 2019, as áreas destinadas para agricultura e pastagem correspondiam a 61,7% (~636,70 km²). Nessa área, predominaram o cultivo de culturas como cana-de-açúcar e abacaxi que já chegaram a ocupar mais de 50% da bacia hidrográfica do rio Gramame (LINHARES *et al.*, 2014). Outras culturas temporárias como milho, feijão, mandioca e inhame fazem parte da agricultura da região.

A infraestrutura urbana compreende parte da região metropolitana de João Pessoa, o que representa cerca de 15,3% (~158,10 km²). São encontradas também nessa área atividades relacionadas à aquicultura (~0,2%). A área de floresta compreende 21,4% (~220,59 km²) da área de estudo. As áreas não vegetadas, praias, dunas e outros, como corpo hídrico, somam ao menos 1,4% (~14,33 km²).

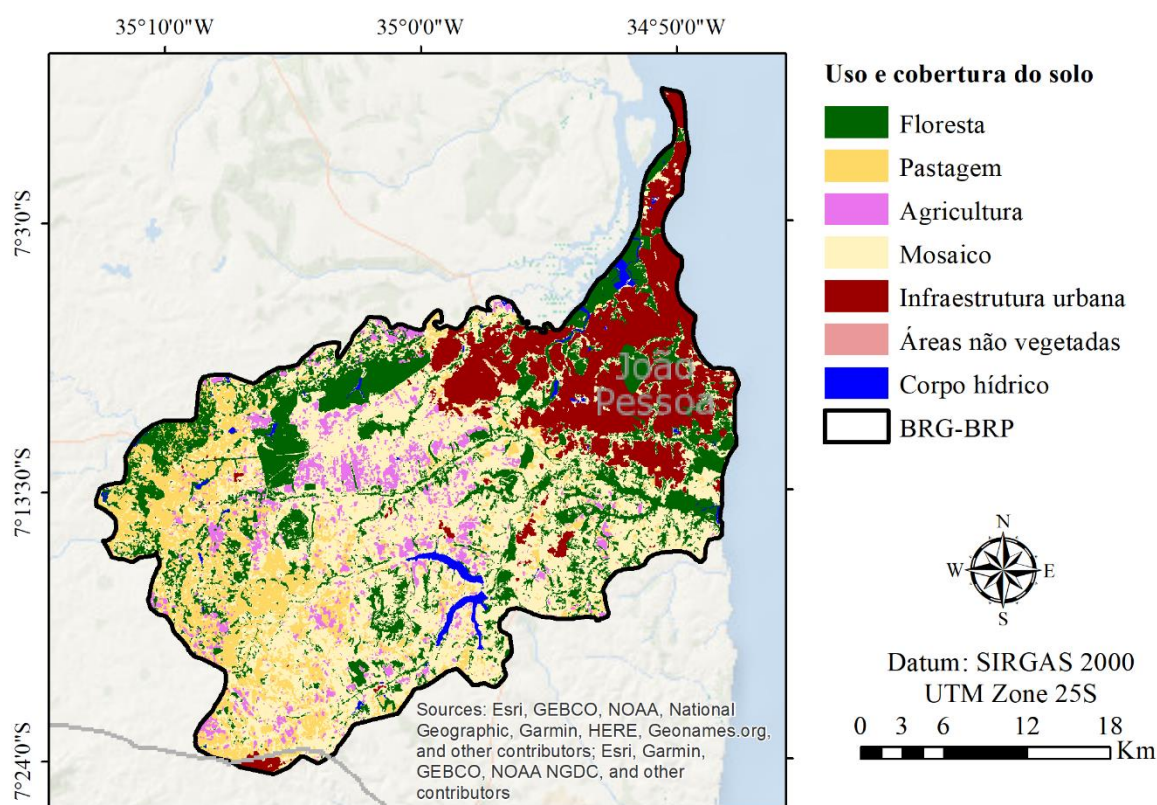


Figura 8 - Mapa do uso e ocupação do solo da área de estudo (Fonte: Adaptado de Souza *et al.*, 2020)

Em relação à geologia, os sedimentos Cenozóicos Quaternários, como aluviões (depósitos flúvio-marítimos), e os sedimentos mal consolidados da Formação Barreiras cobrem a maior parte da área de estudo com cerca de 26,1% (~269,11 km²) e 58,0 % (~599,12 km²) da área, respectivamente (COSTA *et al.*, 2007; SANTOS *et al.*, 2002) (Figura 9). A Formação Barreiras é uma das principais formações geológicas que recobre de forma discordante, respectivamente de oeste para leste, sobre o embasamento Cristalino Pré-Cambriano e sobre os sedimentos do Grupo Paraíba depositados na Bacia Marginal Pernambuco-Paraíba (EL GADI e BROOKFIELD, 1999; FURRIER *et al.*, 2006).

A Formação Barreiras possui arenito pouco consolidado (SANTOS *et al.*, 2002) e essa formação compreende parte do aquífero livre (COELHO *et al.*, 2012) com uma espessura

variável, que pode atingir entre 70 a 80 m (OCHOA *et al.*, 2013). As outras duas formações que fazem parte da área de estudo e compõem o Grupo Paraíba são as formações Gramame e Beberibe (MABESOONE *et al.*, 1968). A primeira repousa de forma concordante na segunda e funciona como uma camada guia entre as formações Barreiras e Beberibe. Essas duas unidades litoestratigráficas do Grupo Paraíba são representadas por, respectivamente, calcários e arenitos calcíferos (EL GADI e BROOKFIELD, 1999; FURRIER *et al.*, 2006). Respectivamente, essas duas formações do Grupo Paraíba possuem espessura variável que chegam a 40 e 300 m (MABESOONE *et al.*, 1968), os afloramentos dessas formações ocupam uma superfície de aproximadamente 0,1% e 5,3% da BRG-BRP.

A oeste da bacia hidrográfica encontra-se o Complexo Sertânia, formado por gnaisses com os Granitóide e Ortognaisse que somam pouco mais que 10% da geologia superficial da área (SANTOS *et al.*, 2004, 2002).

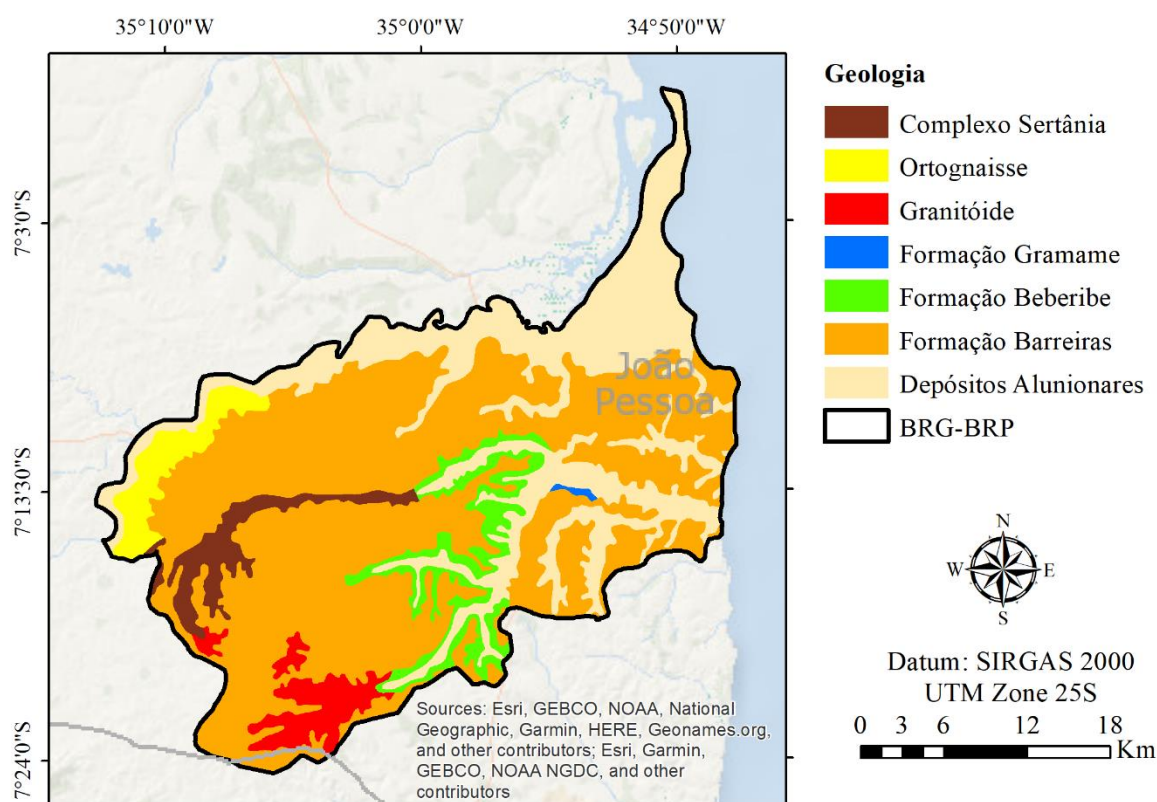


Figura 9 - Mapa da geologia da área de estudo (Fonte: Adaptado de Santos *et al.*, 2002)

No que diz respeito aos solos da área de estudo (Figura 10), os Argissolos estão presentes na maior parte, em aproximadamente 67,8% (689,75 km²). Esses solos podem apresentar sedimentos siltico-argilosos e possuem também boa permeabilidade e boa

capacidade hídricas. Nessa faixa de solo, a porosidade supera 30% (TORRES e SILVA, 2016).

As planícies possuem solos Neossolos e Gleissolos que somados chegam 18,2% (~187,82 km²) da área de estudo. Em geral, esses solos de baixadas litorâneas apresentam baixa capacidade de retenção hídrica e alta permeabilidade, fato que os torna vulneráveis à contaminação em virtude da presença do lençol freático próximo à superfície (TORRES e SILVA, 2016). Os Espodossolos, Luvisolos e Latossolos estão presentes em cerca de ~10,7%, 3,1% e 0,2% da área de estudo, respectivamente.

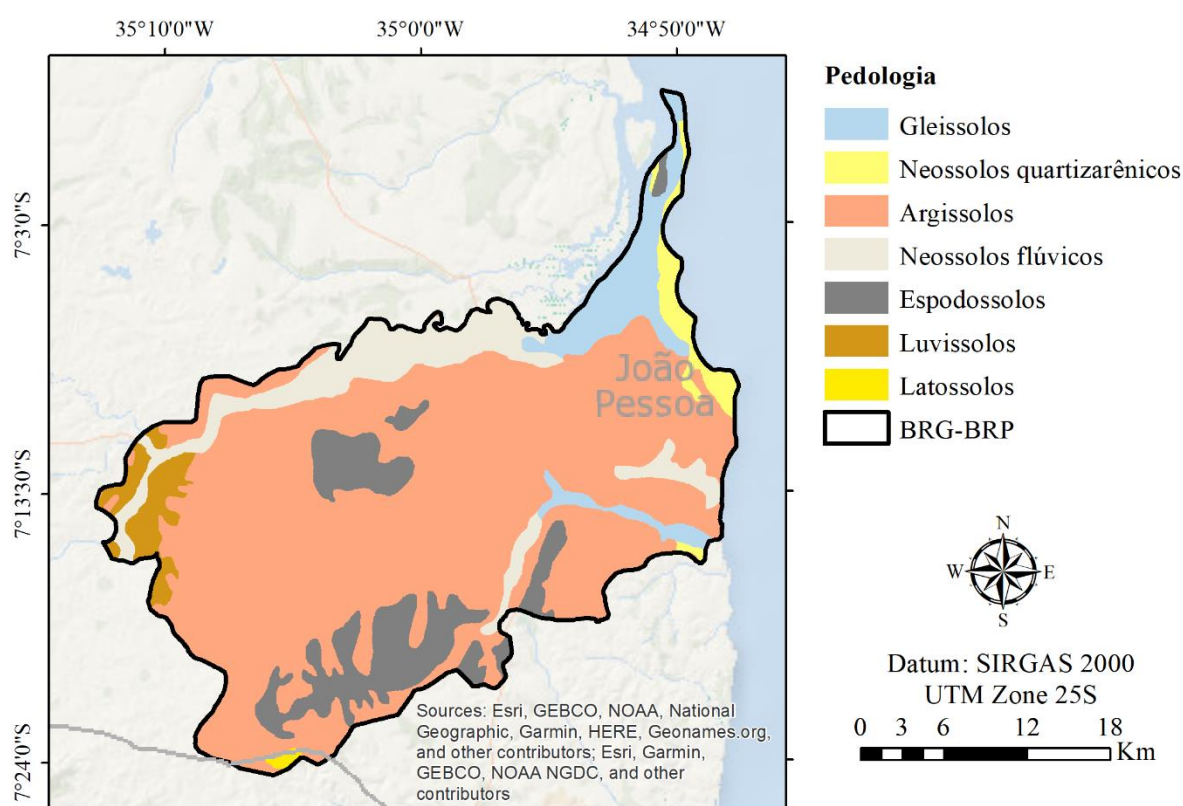


Figura 10 - Mapa da pedologia da área de estudo (Fonte: Adaptado de PERH-PB, 2006)

Os níveis de água subterrânea do aquífero livre da área de estudo pós-estação chuvosa variaram em média de no mínimo 0,8 m a um máximo de 29,9 m, para o período entre 2015 e 2018. Nesse período foram realizadas campanhas de monitoramento dos níveis d'água subterrânea com frequência mensal, aproximadamente. Um mapa com a média da profundidade do lençol freático pós-período chuvoso é representado na Figura 11.

Em estudo realizado dentro desse período na mesma área, Fernandes (2017) identificou ao menos quatro tipos de comportamento na variação do nível freático dos poços

nos anos de 2015 e 2016, sendo poços com variações de até 1 m, entre 1 e 2 m, acima de 2 m e aqueles com variações bruscas, em decorrência de bombeamentos realizados.

Para implementação de projeto de RGA por método difuso com águas de efluente tratado, uma camada não saturada de ao menos 5 m faz-se necessária conforme usado por Kallali *et al.* (2007), para evitar a contaminação do aquífero. A adoção dessa espessura justifica-se, principalmente, em decorrência de uma vulnerabilidade moderada do aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame encontrada por Linhares *et al.* (2014).

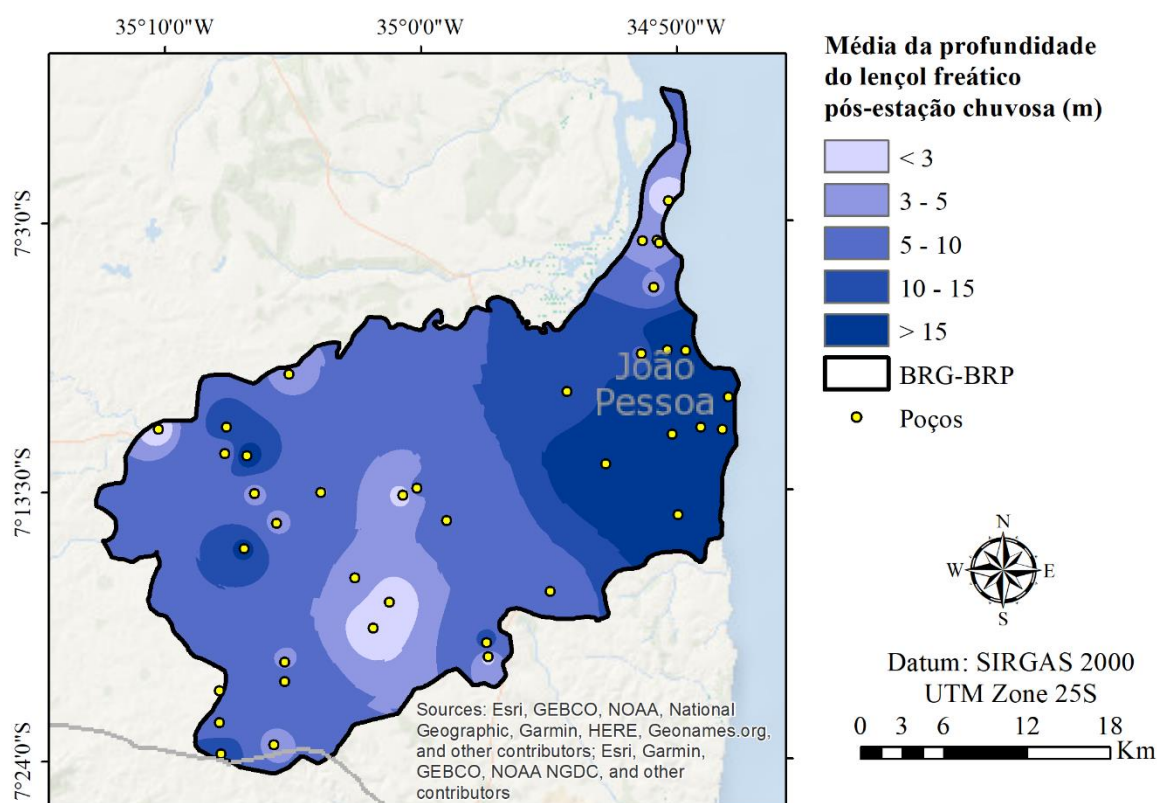


Figura 11 - Mapa da média do nível do lençol freático pós-estação chuvosa da área de estudo

Os principais rios da região, onde são realizadas as captações de água para irrigação, abastecimento humano e uso industrial, foram usados na análise multicritério em SIG, a saber: rio Paraíba, rio Marés, rio Mumbaba, rio Mamuaba e rio Gramame (Figura 12). Esses rios foram selecionados por disporem de escoamento suficiente para recarregar no máximo 12,6 milhões de m³/mês (na estação chuvosa), sendo a mediana da descarga mensal Q₅₀ um limiar para definir as retiradas para RGA (WALTER, 2018).

Utilizou-se do mapa da rede de drenagem com objetivos distintos para os dois problemas do estudo (a RGA com águas de rios e com águas de efluente tratado). Para o

primeiro problema, o ideal é que os locais de infiltração estejam próximos aos rios, conforme destacado por Fuentes e Vervoort (2020). Dessa forma, foram excluídas da análise multicritério as áreas distantes 8 km desses rios, o que corresponde a uma pequena faixa da área de estudo na costa leste ($\sim 0,85\%$). Nesse critério, as áreas mais adequadas (entre 50 e 1000 m) para recarga com água de rio representam $\sim 27,9\%$. Em caso de distâncias maiores, Maréchal *et al.* (2020) alertam que esse aspecto pode representar uma parte significativa do custo total de investimento desse tipo de esquema de RGA.

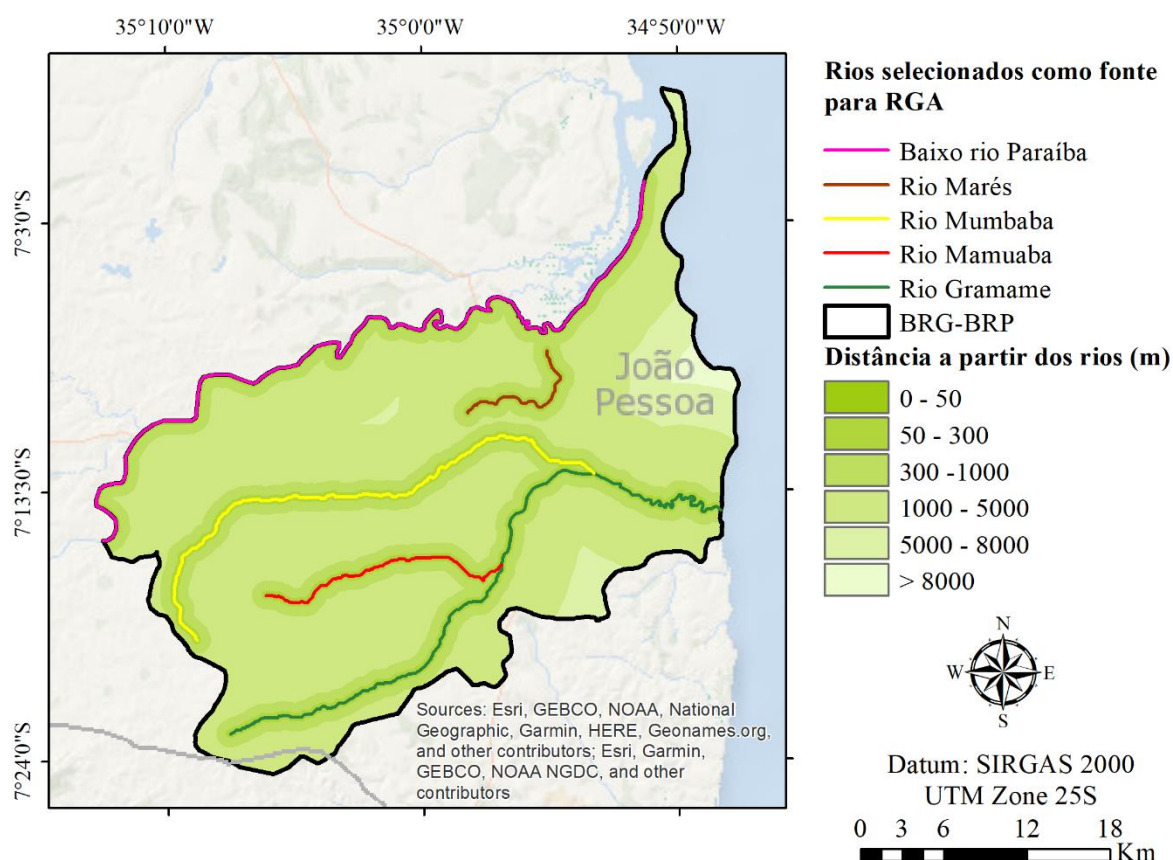


Figura 12 - Mapa da distância a partir dos cinco rios selecionados como fonte hídrica para RGA na área de estudo. De cima para baixo: baixo rio Paraíba (rosa), rio Marés (marrom), rio Mumbaba (amarelo), rio Mamuaba (vermelho) e rio Gramame (verde escuro)

Nesse mesmo contexto, a distância das plantas de tratamento de esgotos foi observada na definição de áreas com viabilidade para RGA. Por questões de custos no transporte desse recurso relacionados às despesas com adução (KALLALI *et al.*, 2007), para esse critério, uma distância preferível de até 8 km das plantas de tratamento chegam a cobrir 44,5% (459,27 km²) da área de estudo. Na Figura 13 são observadas as faixas de adequação usadas na análise multicritério.

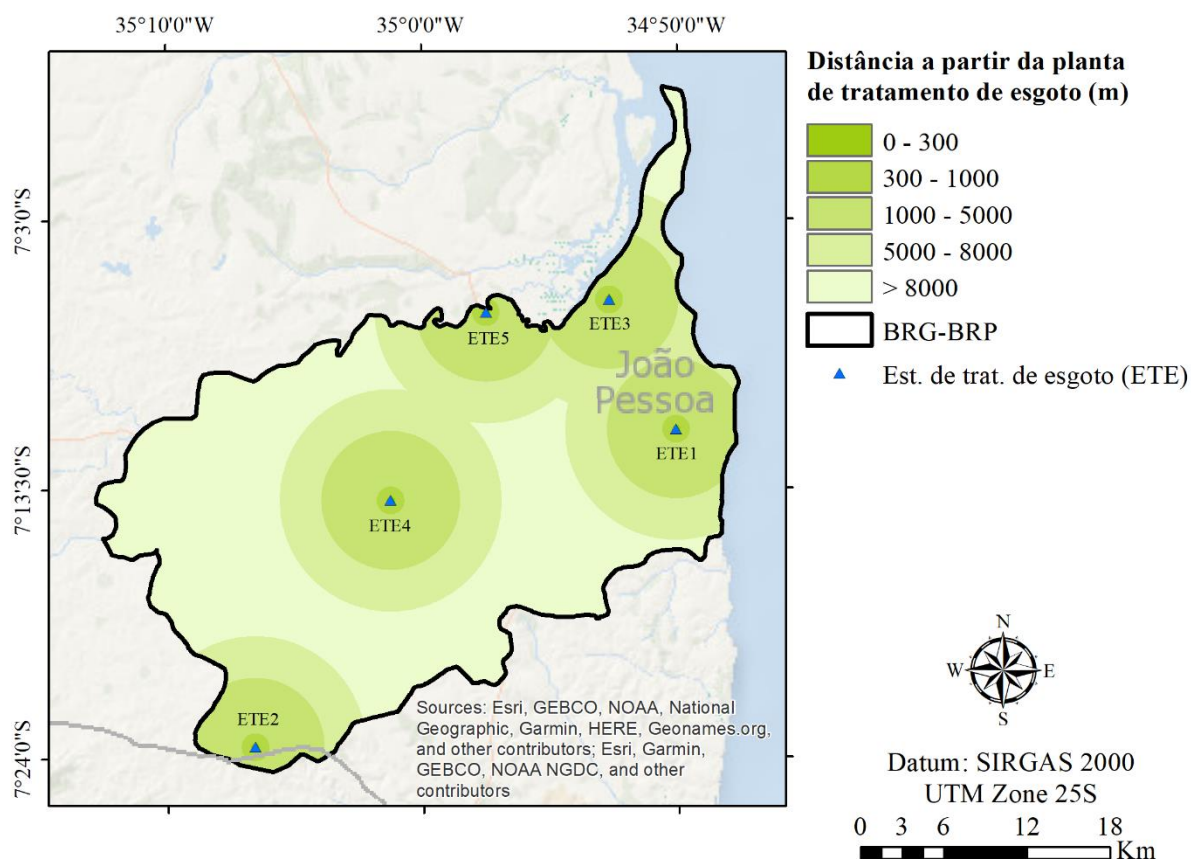


Figura 13 - Mapa de distância a partir das plantas de tratamento de esgotos selecionadas como fonte hídrica para RGA na área de estudo. As ETE's são: Mangabeira (ETE1), Pedras de Fogo (ETE2), Roger (ETE3), Odilândia (ETE4) e Santa Rita (ETE5)

Quando o problema de decisão é representado pela RGA com águas de efluentes tratados, a restrição situa-se às margens dos cursos de água (ANANE *et al.*, 2021). Essa restrição representa uma exclusão de ao menos ~7,6% (78,60 km²) às margens de cursos de água natural perene e intermitentes (Figura 14). A restrição é adotada devido ao risco de contaminação das águas com substâncias como o nitrato (AWAWDEH *et al.*, 2015) por possível falha no sistema de RGA conforme destacaram Mahmoudi *et al.* (2021) em seus estudos para essa fonte hídrica. Além disso, faz-se necessário garantir segurança às áreas de proteção permanente em zonas rurais e urbanas (BRASIL, 2012), e que na bacia hidrográfica do rio Gramame já sofrem com ações antrópicas (BOMFIM *et al.*, 2015; MARTINS *et al.*, 2020).

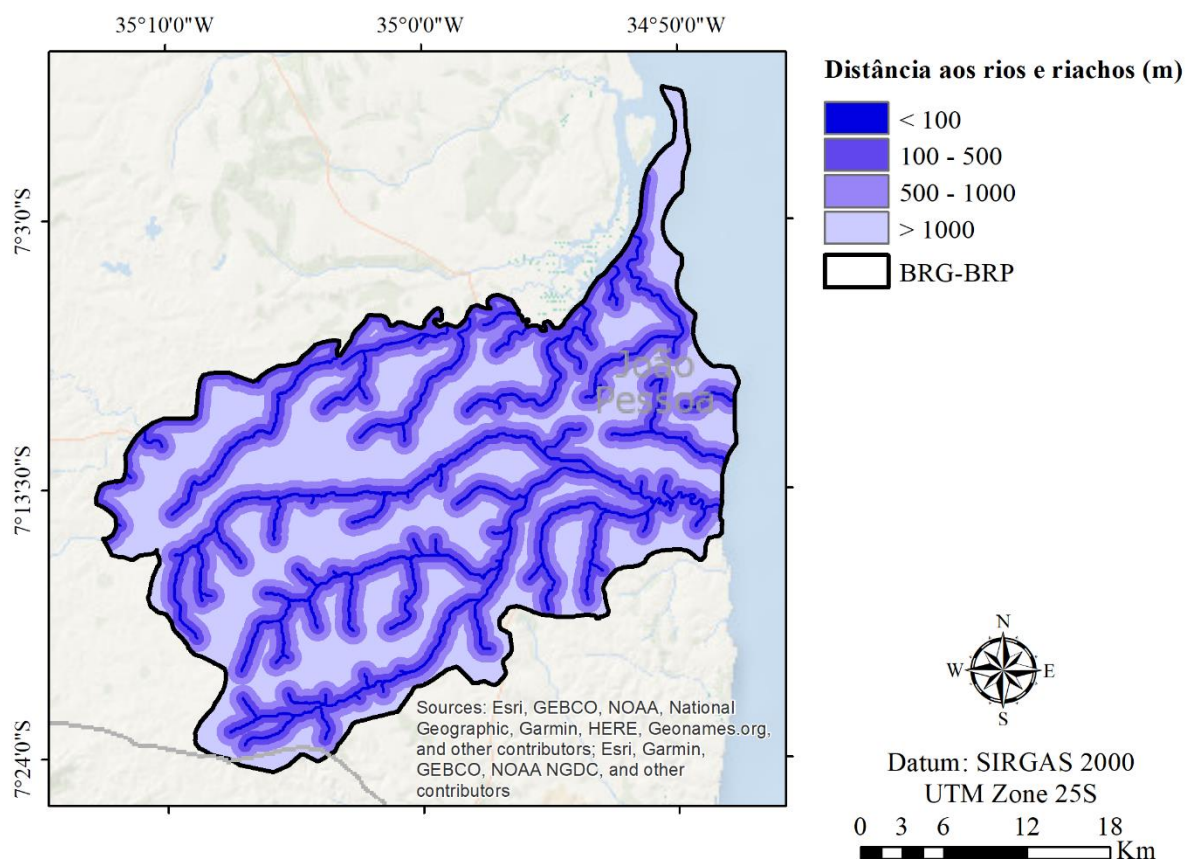


Figura 14 - Mapa da distância dos rios e riachos para as possíveis áreas de recarga com águas de efluentes tratados na área de estudo

A diferença de elevação entre a fonte hídrica e o local de infiltração influencia no custo de operação da RGA quando necessária eletricidade para o bombeamento da água (MALIVA, 2014). Esquemas de RGA com alimentação por gravidade são de menor custo quando comparados ao primeiro, destacam Ross e Hasnain (2018).

Ao considerar a alimentação por gravidade para RGA com águas de rios, ao menos 812,49 km² (78,7%) estariam aptas ao considerar como referência a tomada de água em dois pontos na bacia hidrográfica (situados ~50 m de altitude), um ponto no rio Mumbaba (ponto de captação 1 - PC1) e outro no rio Mamuaba (ponto de captação 2 - PC2), onde as águas são captadas para irrigação (Figura 15).

Por outro lado, quando considerada a estação de tratamento de esgoto de Pedras de Fogo (ETE2) como possível fonte hídrica para RGA, por exemplo, uma área ~25,79 km² (2,5%) se situa acima de seu ponto de elevação (148 m) e, portanto, requer bombeamento. As ETE's de Mangabeira (ETE1), Roger (ETE3), Odilândia (ETE4) e Santa Rita (ETE5), respectivamente, estão sobre uma elevação de ~ 38, 2, 72, 7 m.

Neste estudo, o mapeamento de adequação foi realizado separadamente para cada uma das cinco ETE's, isso porque, as mesmas situam-se em elevações distintas e algumas ETE's estão próximas das outras. Assim, a avaliação separadamente permite uma melhor compreensão dos resultados gerados quanto ao potencial para RGA com águas residuárias.

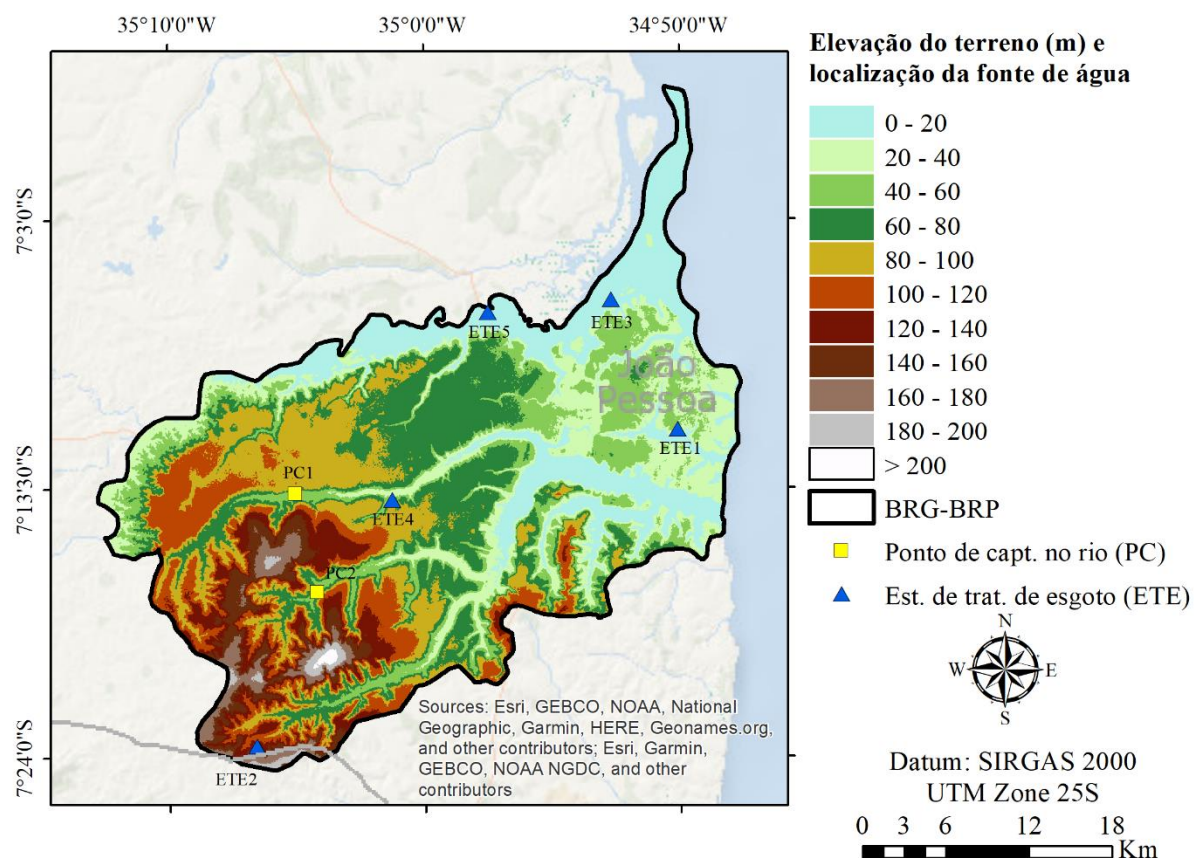


Figura 15 - Elevação do terreno, pontos de captação de água dos rios para irrigação (PC1 e PC2) e localização das ETE's na área de estudo: Mangabeira (ETE1), Pedras de Fogo (ETE2), Roger (ETE3), Odilândia (ETE4) e Santa Rita (ETE5) (Fonte: Brasil, 2008b)

A topografia ótima para projetos de RGA por bacias de infiltração compreende baixas declividades para permitir a difusão da água pelos campos e minimizar a erosão por escoamento (O'GEEN *et al.*, 2015). Essas declividades ótimas (0 – 2%) ocorrem em pelo menos 28,6% da área de estudo conforme mostra a Figura 16. Os terrenos com declividade extremamente desafiadoras (maiores que 12%) para esse método cobrem ao menos 13,7% da área de estudo. Esses terrenos, conforme Gdoura *et al.*, (2015) e Pedrero *et al.* (2011), podem não garantir condições adequadas para o processo, causando dificuldades de gerenciamento.

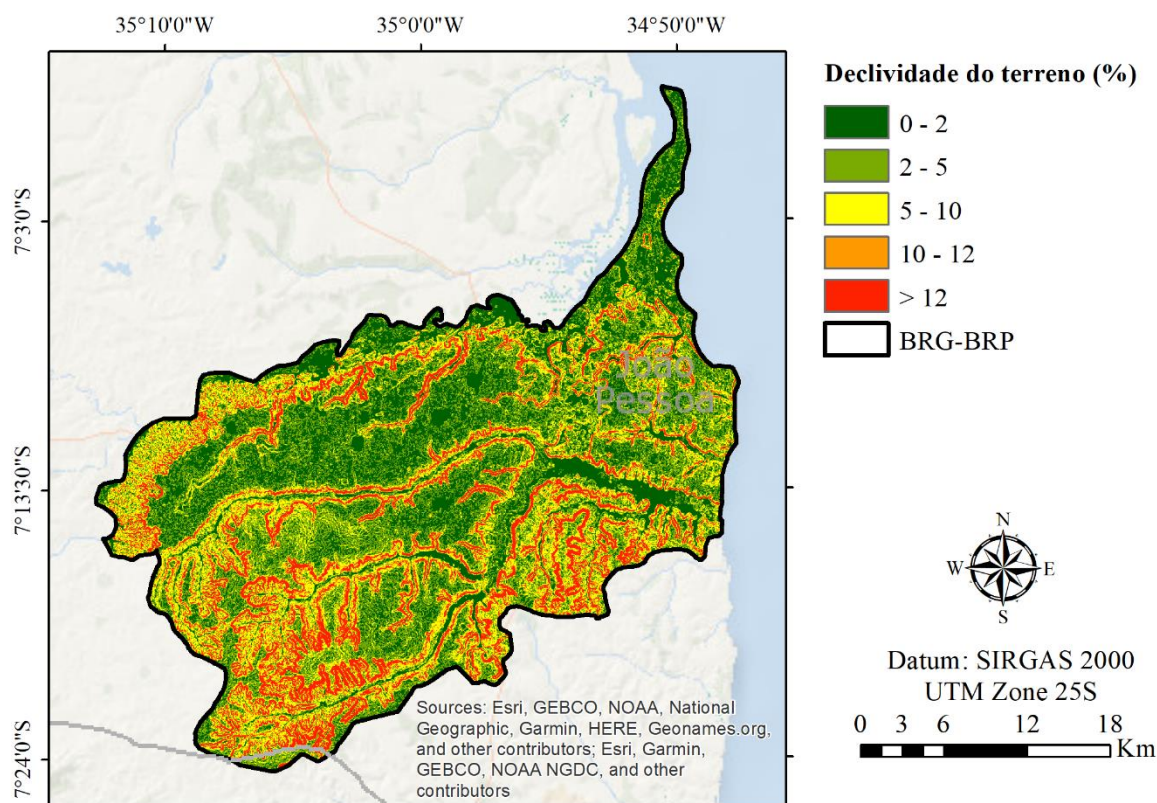


Figura 16 - Mapa da declividade do terreno da área de estudo (Fonte: Brasil, 2008b)

3.8 ESTIMATIVA DA ÁREA DE INFILTRAÇÃO NECESSÁRIA PARA RGA

Neste estudo, uma estimativa de área de terreno necessária para RGA com águas de efluentes domésticos tratados e águas de rios foram feitas após mapeamento de adequação. A área de aplicação para o sistema de TSA com águas de efluentes tratados foi encontrada usando a Equação 12 (USEPA, 2006):

$$A = \frac{QD10^{-4}}{L_{ww}} \quad (12)$$

Em que, A é a área de aplicação (ha), Q – vazão média de projeto (m^3/dia), D – período de aplicação anual (dia/ano) e L_{ww} – taxa de carregamento hidráulico anual (m/ano). A taxa de carregamento hidráulico da água residuária L_{ww} é dada por Kallali *et al.* (2013) conforme Equação 13. Neste estudo, assumiu-se a mesma condição do L_{ww} para estimativa da área de terreno necessária na aplicação de águas de rios conforme equação anterior (Equação 12).

$$L_{ww} = K_v \left(\frac{24h}{d} \right) \left(\frac{365 \text{ dia}}{\text{ano}} \right) \left(\frac{1 \text{ m}}{100 \text{ cm}} \right) (0,1) \quad (13)$$

Em que K_v é a condutividade hidráulica vertical (cm/h). A condutividade é frequentemente estimada a partir de outras propriedades físicas com base em muitos experimentos (USEPA, 2006). Os valores de K_v usados neste estudo correspondem aos valores típicos para os diversos tipos de solo (BOUWER, 1978). Dessa forma, de acordo com os solos predominantes na região, assumiu-se dois valores para K_v , um valor mínimo de 0,0381 cm/h, e um máximo de 3,81 cm/h, valor esse máximo próximo ao usado por Gdoura *et al.* (2015) em outra região com solo de características próximas ao desse estudo.

Os ciclos de carregamento são necessários para maximizar a taxa de infiltração, remoção de nitrogênio ou nitrificação (USEPA, 2006). Um ciclo é uma alternância de períodos úmido e seco. O uso do período seco é necessário para restaurar a capacidade de infiltração e renovar a capacidade de tratamento solo-aquífero (KALLALI *et al.*, 2013). Os períodos secos longos são fundamentais para reaeração do solo, secagem e oxidação (USEPA, 2006). O ciclo de carregamento hidráulico observou a recomendação da USEPA (2006), conforme a estação (inverno ou verão) (Tabela 8). Em decorrência do clima na bacia hidrográfica, para a RGA com águas de rios considerou-se apenas a estação chuvosa para estimativa da área necessária para infiltração. Por outro lado, para a recarga com águas de efluente tratado as duas estações foram usadas no cálculo da área.

Tabela 8 - Razões úmido/seco típicas para sistemas de TSA

Estação (meses)	nº de dias da estação	Período de aplicação (dias)	Período de secagem (dias)
Chuvosa (abr. - ago.)	153	2	12
Seca (set. - mar.)	212	2	7

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 O PROCESSO DE ANÁLISE HIERÁRQUICA

4.1.1 Avaliação dos critérios pelo método AHP para RGA com águas de rios

As comparações entre os diferentes critérios usados neste estudo geraram cinco matrizes de decisão consolidadas para cada problema de decisão. A Tabela 9 (apêndice A) mostra os julgamentos e os pesos estabelecidos para os sete critérios usados no mapeamento de adequação para RGA com águas de rios por cada especialista consultado, sendo representados pelas matrizes A, B, C, D e E. Como pode ser observado na Figura 17, os cinco especialistas estabeleceram pesos diferentes para os sete critérios usados na análise. Especificamente, o menor desvio padrão (σ) de 5,25 é observado para o peso do critério profundidade do lençol freático (C4-PF), sendo o maior σ observado no peso do critério de geologia (C2-GE) ($\sigma = 13,16$). Respectivamente, esses critérios citados apresentaram médias de pesos de 18,98% e 19,10%.

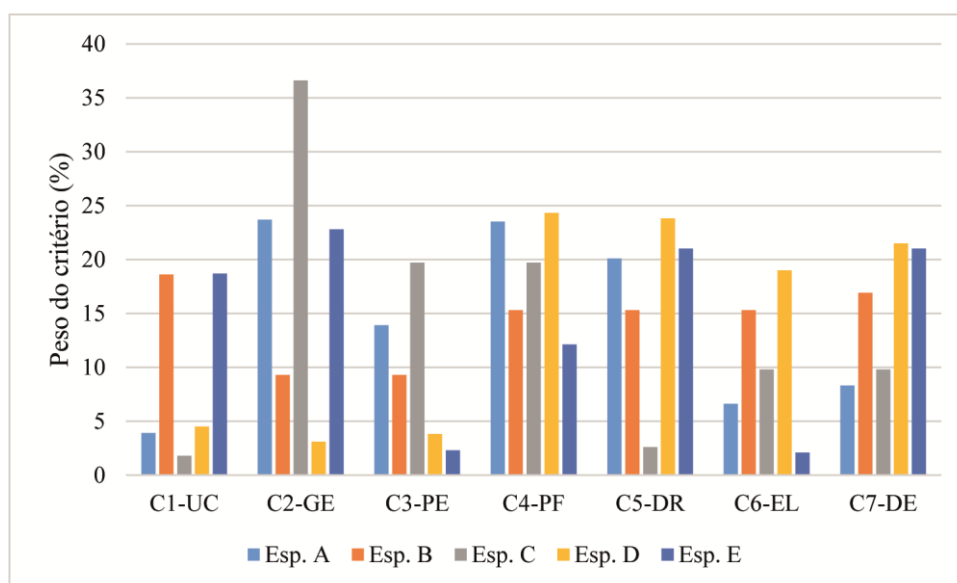


Figura 17 - Peso percentual dos critérios para as matrizes A, B, C, D e E sobre a RGA com águas de rios na área de estudo. C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DR: distância a partir dos rios; C6-EL: elevação; C7-DE: declividade do terreno

Essa heterogeneidade nos pesos dos critérios em problemas de decisão que envolvem diversos especialistas e múltiplos critérios é comum devido à subjetividade das decisões, conforme observado, por exemplo, no estudo de Morales e De Vries (2021), no mapeamento de adequação do uso do solo. Quanto aos índices de consistências geométricos (ICG) das

matrizes, exceto o ICG da matriz C, todas as matrizes de comparações aos pares apresentaram ICG abaixo do limite de 0,37 fornecido por Escobar et al. (2004) para uma matriz com essa ordem. Apesar do ICG da matriz C está situada acima (0,480), ainda assim, devido às questões relacionadas à complexidade dos julgamentos dos critérios e à possibilidade dos especialistas considerarem poucas as informações disponíveis para o processo decisório (AGUARÓN *et al.*, 2021), considerou-se como um valor tolerável para que os resultados dos julgamentos da matriz C compusessem o processo de GIS-MCDA para esse primeiro problema.

Apesar dos pesos estabelecidos divergirem entre os especialistas conforme mostra a Figura 17 (ver Tabela 9 no apêndice A), é possível observar uma convergência nas prioridades escolhidas (ver Tabela 10 no apêndice B). Esse fato pode ser observado, por exemplo, para o critério de geologia (C2-GE) no qual receberam os maiores pesos 23,7%, 36,6% e 22,8%, respectivamente, para os especialistas A, C e E. Este critério também foi definido como relevante em outros estudos e recebeu ponderação alta (BONILLA VALVERDE *et al.*, 2016; NASIRI *et al.*, 2013). Neste estudo, o critério profundidade do lençol freático (C4-PF) esteve entre os três mais importantes para ao menos quatro especialistas. Para implementação da RGA, é importante uma espessura razoável de zona não saturada para o sucesso do processo de RGA. Isso faz-se necessário para que seja mantida uma capacidade de armazenamento e evitar possíveis problemas ambientais (GONZALEZ *et al.*, 2020; KALLALI *et al.*, 2007).

Na BRG-BRP, estudos revelaram um aumento do nível do lençol freático monitorados após recarga natural do aquífero (BARBOSA, 2020; FERNANDES, 2017). Em 2017 esse aumento chegou até 5,30 m, com média de 2,54 m em alguns poços da área de estudo (BARBOSA, 2020). Em algumas regiões da bacia hidrográfica, por exemplo, a recarga natural no poço chegou a representar 22,30% da chuva registrada no ano (FERNANDES, 2017). Provavelmente, esse maior desempenho do critério profundidade do lençol freático (C4-PF) esteja relacionado com o fato dos especialistas consultados, a exemplo dos especialistas A, C e E possuírem expertises ligadas à hidrogeologia local, com pesquisas desenvolvidas na área de estudo, seja em modelagem hidrogeológica ou recarga natural do aquífero.

Neste estudo, para realização do mapeamento de adequação, os pesos gerados pelo uso da abordagem de agregação dos julgamentos individuais (AIJ) foram utilizados na modelagem em ambiente SIG. A Tabela 11 mostra a matriz base 1 com os pesos globais dos

critérios avaliados para os setes critérios usados nesse primeiro problema de mapeamento de adequação para RGA com águas dos rios.

Tabela 11 - Matriz base 1 de agregação dos julgamentos individuais com pesos dos critérios para o procedimento de mapeamento de adequação da RGA com águas de rios na área de estudo

Matriz 1	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DR	C6-EL	C7-DE	$\bar{w}(\%)$	Prioridade	ICG
C1-UC	1,000	0,814	0,894	0,356	0,333	0,590	0,447	8,0	7	0,065
C2-GE	1,229	1,000	2,169	1,149	1,052	1,719	1,046	17,0	3	
C3-PE	1,118	0,461	1,000	0,380	0,514	0,944	0,660	9,0	6	
C4-PF	2,809	0,871	2,631	1,000	1,552	2,702	1,351	22,0	1	
C5-DR	3,005	0,951	1,947	0,644	1,000	1,320	0,740	16,0	4	
C6-EL	1,695	0,582	1,059	0,370	0,758	1,000	0,488	10,0	5	
C7-DE	2,237	0,956	1,516	0,740	1,351	2,048	1,000	18,0	2	

C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DR: distância a partir dos rios; C6-EL: elevação; C7-DE: declividade do terreno; $\bar{w}(\%)$: peso do critério percentual; ICG: índice de consistência geométrica

Nessa matriz global da Tabela 11, os três critérios mais importantes são representados pela seguinte ordem de prioridade, a saber, profundidade do lençol freático (C4-PF), declividade do terreno (C7-DE) e geologia (C2-GE), respectivamente, 22,0%, 18,0% e 17,0%. Esses três critérios são também alvos de maiores ponderações em outros estudos (*e.g.*, GHAYOUMIAN *et al.*, 2007; KUMAR *et al.*, 2016; RAHMAN *et al.*, 2012).

A declividade do terreno, por exemplo, é um fator influente especialmente para RGA com métodos difusos (USEPA, 2006) e a geologia corresponde ao meio onde a água infiltrada se destina para armazenamento (FUENTES e VERVOORT, 2020). Enquanto isso, o critério uso e cobertura do solo (C1-UC) apresentou menor importância com peso similar ao usado por KUMAR *et al.* (2016). Dessa forma, percebe-se que os pesos obtidos no estudo não fogem aos encontrados na literatura sobre mapeamento de adequação para RGA. Apesar desse tipo de problema de decisão envolvendo múltiplos critérios e vários especialistas ser altamente subjetivo, as prioridades estabelecidas, a partir do uso do método AHP, valida a baixa subjetividade do grupo de especialistas, fato esse que encoraja o uso de tais pesos no modelo GIS-MCDA.

O ICG calculado para a matriz base 1 (0,065), a partir da abordagem de agregação dos julgamentos individuais, é menor que o maior ICG encontrado nas matrizes de julgamentos individuais (Tabela 9 no apêndice A). Essa baixa inconsistência obtida após a agregação dos julgamentos individuais também foi observada nos estudos de Escobar *et al.* (2004) e Ossadnik *et al.* (2016) sobre tomada de decisão em grupo AHP.

4.1.2 Avaliação dos critérios pelo método AHP para RGA com águas de efluente tratado

Similarmente à seção anterior, novas comparações aos pares foram realizadas pelos cinco especialistas consultados, o que gerou as matrizes A, B, C, D e E com resultado sobre as escalas de intensidade de importância dos critérios e seus respectivos pesos relacionados à RGA com águas de efluente tratado para área de estudo (ver Tabela 12 no apêndice C).

Para esse novo problema de decisão que envolve agora o mapeamento de adequação para RGA com águas de efluente tratado, houve a introdução de um novo critério que corresponde à distância a partir da planta de tratamento (C6-DT) para os possíveis locais de RGA com essa fonte. Nesse novo problema, o critério distância a partir dos corpos de água (C5-DC) é representado como um critério ligado aos riscos ambientais envolvidos nos esquemas de RGA com uso de águas residuárias tratadas (MAHMOUDI *et al.*, 2021).

A Figura 18 resume as prioridades elencadas pelos especialistas consultados (ver Tabela 13 no apêndice D). Observa-se que, não diferente do primeiro problema (mapeamento de adequação para RGA com águas de rios), o critério profundidade do lençol freático (C4-PF) permanece como mais importante, e da mesma maneira o critério uso e cobertura do solo (C1-UC) com as menores prioridades com pesos de 3,0%, 1,6% e 4,2% para os especialistas A, C e D, como mostra a Figura 18.

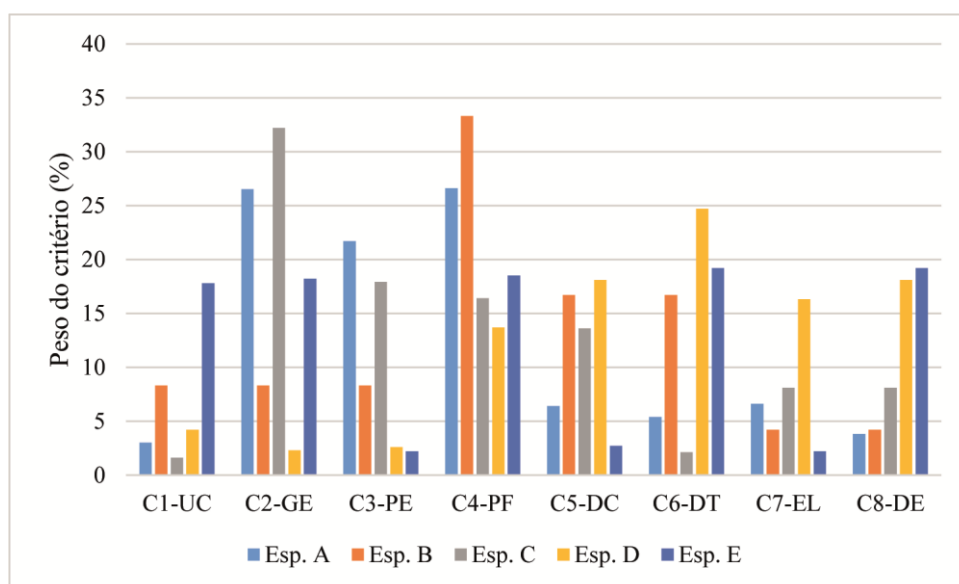


Figura 18 - Peso percentual dos critérios para as matrizes A, B, C, D e E sobre a RGA com águas de efluente tratado na área de estudo. C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DC: distância a partir dos corpos de água; C6-DT: distância a partir da planta de tratamento; C7-EL: elevação; C8-DE: declividade do terreno

Nesse novo modelo de agregação dos julgamentos individuais, para esse segundo problema, os pesos globais dos critérios usados na abordagem GIS-MCDA são apresentados na Tabela 14. Os critérios profundidade do lençol freático (C4-PF) e geologia (C2-GE) continuaram sendo avaliados como os critérios mais relevantes com os valores de pesos de 26,0% e 16,0%, seguidos dos critérios distância a partir da planta de tratamento (C6-DT) e distância a partir dos corpos de água (C5-DC) com pesos iguais a 12,0%.

O critério C6-DT julgado compreende o fator de custo econômico. Assim, os locais para estabelecimento de esquemas de RGA devem ser os mais próximos possíveis da planta de tratamento, uma vez que a distância influencia nos custos de adução (GDOURA *et al.*, 2015; KALLALI *et al.*, 2007; PEDRERO *et al.*, 2011). Esse aspecto provavelmente pode justificar a pontuação obtida para o critério C6-DT, no qual insere esse critério entre os três mais importantes no mapeamento de adequação para RGA com águas de efluente tratado (GDOURA *et al.*, 2015).

Nesse segundo problema, todos os ICG para as matrizes A, B, C, D e E dos especialistas estiveram abaixo de 0,37 e a matriz base 2 apresentou um valor de 0,073.

Tabela 14 - Matriz base 2 de agregação dos julgamentos individuais com pesos dos critérios para o procedimento de mapeamento de adequação da RGA com águas de efluente tratado na área de estudo

Matriz 2	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DC	C6-DT	C7-EL	C8-DE	$\bar{w}(\%)$	Prioridade	ICG
C1-UC	1,000	0,678	1,027	0,264	0,474	0,321	0,678	0,447	6,0	8	0,073
C2-GE	1,476	1,000	2,169	0,684	1,496	1,263	2,605	1,303	16,0	2	
C3-PE	0,974	0,461	1,000	0,407	1,000	0,814	1,320	0,803	9,0	6	
C4-PF	3,792	1,461	2,460	1,000	1,758	2,112	4,816	3,104	26,0	1	
C5-DC	2,112	0,668	1,000	0,569	1,000	0,822	1,741	1,149	12,0	3	
C6-DT	3,117	0,792	1,229	0,474	1,217	1,000	1,149	0,977	12,0	3	
C7-EL	1,476	0,384	0,758	0,208	0,574	0,871	1,000	0,922	8,0	7	
C8-DE	2,237	0,768	1,246	0,322	0,871	1,024	1,084	1,000	11,0	5	

C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DC: distância a partir dos corpos de água; C6-DT: distância a partir da planta de tratamento; C7-EL: elevação; C8-DE: declividade do terreno; $\bar{w}(\%)$: peso percentual do critério; ICG: índice de consistência geométrica

A alta subjetividade presente no método AHP quanto ao uso das escalas de julgamentos é algo desafiador no seu uso (ISHIZAKA e LABIB, 2009). Neste estudo, a semelhança geral nos resultados das prioridades dos critérios decorrente da avaliação dos especialistas e as prioridades globais com as encontradas na literatura é promissora. Em geral, os estudos de análise multicritério possuem uma alta subjetividade no estabelecimento de prioridades (*e.g.*, MORALES E DE VRIES, 2021). Neste estudo, o uso de um conjunto de especialista local se mostrou eficaz, validado por uma baixa subjetividade decorrente da

semelhança nas preferências estabelecidas pelos especialistas. Assim, tais resultados encontrados corroboram para o seu uso no modelo GIS-MCDA.

O conhecimento sobre as características locais da área de estudo, portanto, torna-se extremamente importante para minimizar o nível de subjetividade presente no processo decisório. Julgar os critérios nominalmente, sem o conhecimento das condições locais, podem aumentar ainda mais a subjetividade, fato esse que pode conduzir para preferências globais que podem não ser representativas dentro das preferências individuais. Russo *et al.* (2015) estabeleceram suas preferências a partir de um conjunto de pesos de critérios da literatura, muito embora, possam os pesos não serem representativos para a realidade local, sendo o ideal consultar especialistas locais que conhecem a realidade do problema.

Algumas advertências e limitações no estudo devem ser reconhecidas. Uma delas é que trata-se de uma pequena amostra de uma das partes interessadas do problema de decisão (especialistas locais que desenvolvem estudos de RGA na BRG-BRP) e, dessa forma, os resultados dessa agregação não podem ser necessariamente generalizados para outras partes interessadas (*e.g.*, CAGEPA, AESA e agricultores). Nesse sentido, torna-se importante que estudos posteriores considerem esses grupos de atores afetados pelas decisões, com objetivo de ampliar a avaliação e, conseqüentemente, aumentar discussões comparando os resultados com os encontrados neste estudo.

Outros pontos que podem ser levantados como possíveis limitações são a influência na ordem de apresentação dos problemas, na configuração dos critérios e nas diferentes suposições que podem ter influenciado nos resultados, algo também colocado por Sheppard e Meitner (2005). Contudo, esses pontos não foram objetos do estudo.

Quanto ao método AHP, um dos desafios está justamente na observação do ICG, em matrizes de ordem maiores, como a usada neste estudo, torna-se um desafio estabelecer julgamentos totalmente consistentes. Muito embora o método AHP seja bastante difundido, alguns pesquisadores podem ainda não possuir familiaridade com método. Bem como, a preocupação do especialista em observar o limite de inconsistência pode provavelmente influenciar no resultado, assim, se caracterizando como limitação desse estudo.

4.2 APLICAÇÃO DO GIS-MCDA A PARTIR DA ABORDAGEM DE AGREGAÇÃO DOS JULGAMENTOS INDIVIDUAIS

4.2.1 Mapeamento de adequação de áreas para RGA com águas de rios

O mapa de adequação de áreas para RGA com águas de rios obtido pela combinação linear ponderada (CLP) dos critérios é apresentado na Figura 19. As áreas altamente adequadas encontradas representam 7,39% da área de estudo ($\sim 76,26 \text{ km}^2$). Essas áreas com potencial muito alto para RGA com águas de rios encontram-se a jusante do reservatório Gramame-Mamuaba. Especificamente, a sua maior parte situa-se ao leste, ao longo do rio Gramame a partir do encontro com o rio Mumbaba.

Dessa forma, pode-se observar que o modelo GIS-MCDA restringe uma parte das áreas de classe de adequação muito alta para RGA aos Depósitos Aluvionais presentes na BRG. Esses depósitos compreendem parte importante do subsistema aquífero livre da região (PARAÍBA, 2000) e estão depositados sobre a Formação Barreiras, adensados em direção ao litoral (DOMINGUEZ *et al.*, 2016). Áreas altamente adequadas para RGA com águas de rios também foram encontradas por Fuentes e Vervoort (2020) em Depósitos Aluvionais na Austrália. Esses depósitos são importantes estrategicamente para a gestão dos recursos hídricos subterrâneos em várias regiões do Brasil, principalmente, para atividade de irrigação (BURTE *et al.*, 2011; COELHO *et al.*, 2017; TSUYUGUCHI *et al.*, 2020).

A Figura 19 mostra também as faixas classificadas como muito altas paralelas ao rio Mumbaba e em uma maior concentração ao noroeste da área de estudo e em volta do rio Marés, a montante do reservatório de mesmo nome.

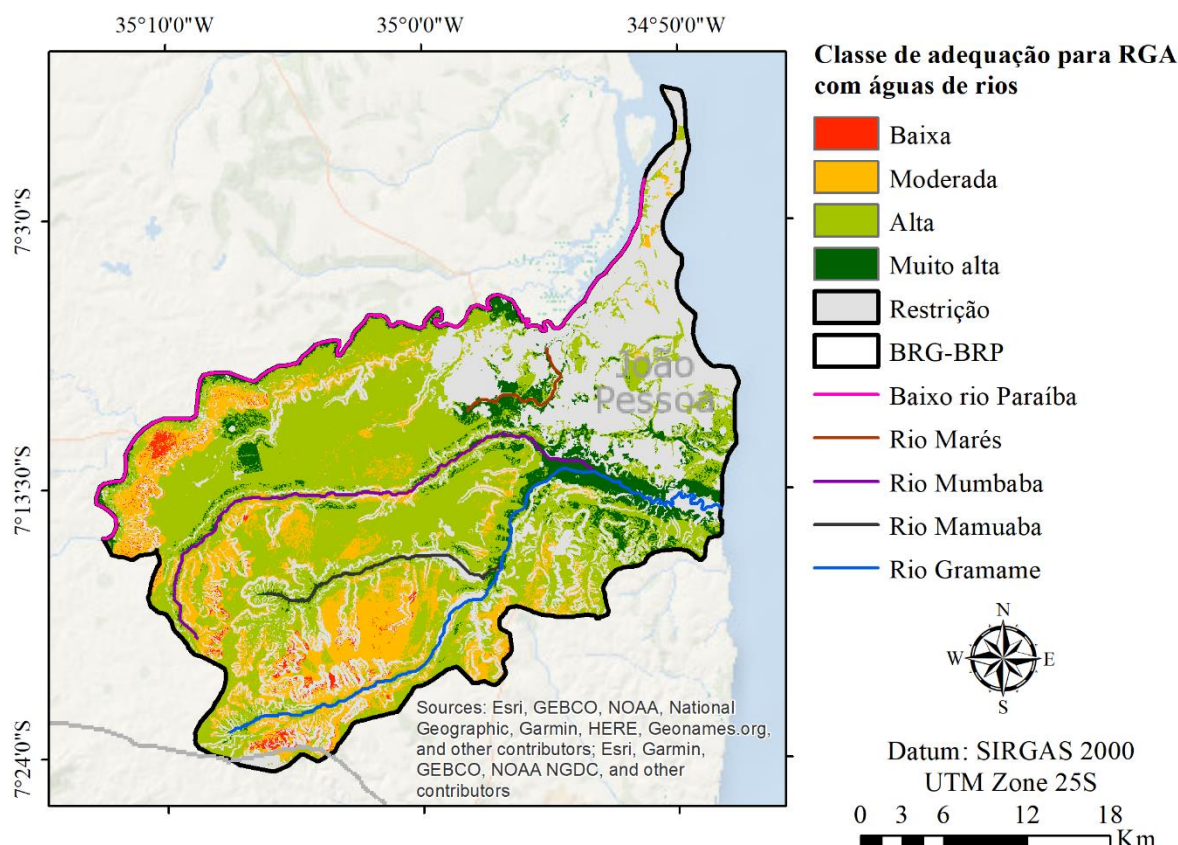


Figura 19 - Mapa de adequação para RGA com águas de rios na área de estudo. De cima para baixo: baixo rio Paraíba (rosa), rio Marés (marrom), rio Mumbaba (roxo), rio Mamuaba (cinza) e rio Gramame (azul)

Conforme resumo da Figura 20 (ver Tabela 15 no apêndice E), o modelo GIS-MCDA sugeriu que ao menos 44,15% (455,63 km²) da área de estudo compreendem uma classe de adequação alta para RGA com águas de rios. Esse é um resultado promissor do ponto de vista estratégico para gestão das águas subterrâneas. Essas áreas com alto potencial situam-se sobre a Formação Barreiras, onde estudos experimentais em RGA já demonstraram o potencial desse aquífero (COUTINHO *et al.*, 2018; SPRENGER *et al.*, 2020).

Na parte sul e oeste da área de estudo estão presentes as áreas caracterizadas com classe moderada e baixa adequação para RGA, respectivamente, 15,45% (159,44 km²) e 1,04% (10,73 km²). Nessas regiões, como em Pedras de Fogo-PB, afloram rochas do embasamento cristalino (NEVES *et al.*, 2009), fato esse que torna pouco provável a viabilidade de RGA nessas áreas e pode justificar essas classes de adequação encontradas. O modelo não indicou áreas com adequação muito baixa. Provavelmente, isso pode ser dado devido aos pixels de maior adequação se sobressaírem mais em relação aos menos adequados nos mapas (critérios) avaliados quando realizada a CLP.

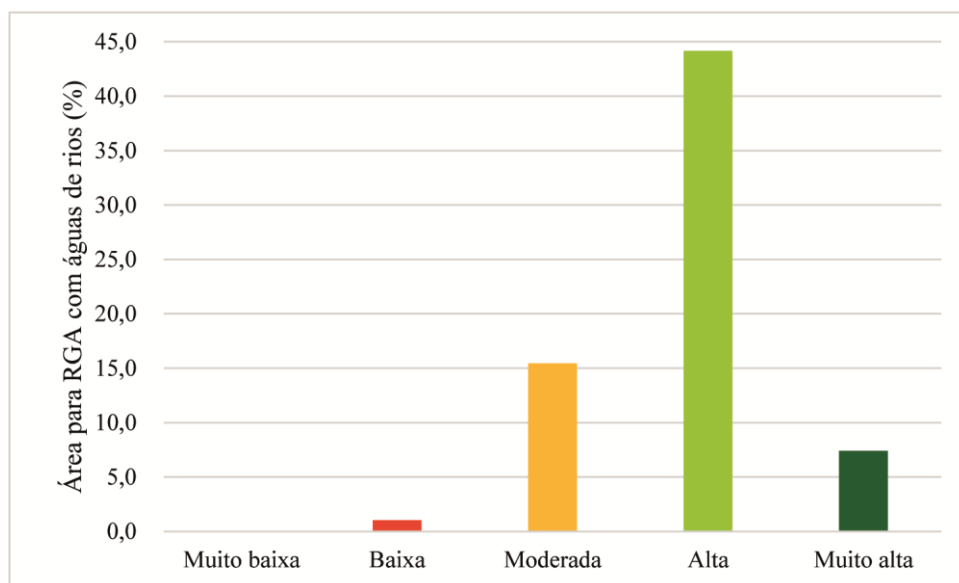


Figura 20 - Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de rios a partir do total da área de estudo

Os resultados apresentados na Figura 19 mostram que, em geral, as áreas de adequação muito alta seguem os valores de altos a muito altos dos pixels para critérios como declividade e geologia da área de estudo. Os altos valores de pixels para o critério elevação do terreno, por exemplo, também influenciam na geração dessas áreas altamente adequadas.

Nessas áreas de adequação muito alta podem ser encontradas declividades inferiores a 2% e a elevação adequada do terreno. Essa condição pode aumentar ainda mais a viabilidade da RGA, de forma que o uso de um simples desvio de fluxos pode conduzir água por gravidade para recarga em áreas de agricultura irrigada com potencial para RGA (KOURAKOS *et al.*, 2019; NISWONGER *et al.*, 2017).

Simulações realizadas por Walter (2018), baseadas em dados de escoamento superficial, demonstraram uma disponibilidade de água no período chuvoso de ao menos 12,6 milhões de m³/mês que podem ser destinados para RGA na área de estudo a partir dos rios Paraíba, Mamuaba, Mamuaba e Gramame. Dessa forma, os resultados aqui identificados no mapeamento de adequação para RGA com água de rios ganham um respaldo necessário para aplicação da recarga.

Neste estudo, a estimativa de área necessária para infiltração foi realizada a partir das informações da disponibilidade de escoamento superficial para os rios da região sugerido por Walter (2018). A estimativa da área necessária para as bacias de infiltração baseou-se na equação desenvolvida pela USEPA (2006), conforme descrito na seção 3.8. Dentro deste

contexto, para os rios da região, assumindo-se as retiradas máximas de água propostas por Walter (2018) no período chuvoso, estimou-se que a área necessária total para infiltração pode variar, aproximadamente, de um valor mínimo de 0,28 km² até um máximo de 28 km², a depender dos valores típicos das propriedades dos solos da região.

Na prática, considerando os solos com boa permeabilidade da região, esse valor de área necessária pode ser alcançado, por exemplo, a partir de um conjunto de esquemas de bacias de infiltração implementadas próximas aos rios, onde foram identificados os pixels de classe de adequação muito alta ou alta sugeridos pelo modelo. Contudo, vale destacar que essa informação trata-se de uma estimativa. Assim, essa área pode sofrer variação a depender do tipo de solo da área selecionada.

4.2.2 Mapeamento de adequação de áreas para RGA com águas de efluente tratado

O mapeamento de adequação de área para RGA com águas de efluente tratado na BRG-BRP foram realizados neste estudo considerando cinco estações de tratamento de efluentes em operação na área de estudo, a saber: ETE1 - Mangabeira, ETE2 - Pedras de Fogo, ETE3 - Roger, ETE4 - Odilândia e ETE5 - Santa Rita (Figura 21a).

O mapeamento de adequação para RGA com efluente tratado a partir da ETE1 - Mangabeira sugeriu que ao menos 26,07% (13,430 km²) da área viável nos 8 km dentro da BRG-BRP apresenta adequação muito alta, 73,00% (37,61 km²) como sendo alto e 0,93% (0,48 km²) moderado (Figura 21b). Dentre os mapeamentos de adequação realizados para as cinco ETE's, a maior faixa de adequação altamente adequada é encontrada para a ETE1- Mangabeira. As áreas com potencial muito alto estão situadas em terrenos ao leste e sul da planta de tratamento, onde podem ser encontrados solos com boa capacidade de infiltração e topografias muito planas (TORRES e SILVA, 2016).

A condição de alta adequação nessas áreas para a ETE1- Mangabeira é influenciada pelo conjunto de pixels com classes de adequação muito alta para os critérios como, por exemplo, profundidade do lençol freático e geologia que são favoráveis. O lençol freático nesses terrenos estão a cerca de 15 m e 26 m de profundidade, sendo esse maior valor registrado nas imediações da planta, fato que fornece uma espessura adequada de zona não saturada para o processo de TSA e, conseqüentemente, a melhoria da qualidade da água (IDELOVITCH e MEDY, 1984; SHARMA e KENNEDY, 2017).

Diferente de Rahman *et al.* (2012) e Ahmadi *et al.* (2017), os resultados apresentados neste estudo se apresentam mais promissores do ponto de vista de transporte da água para RGA, tendo em vista que as áreas com adequação muito alta para RGA sugeridas pelo

modelo podem ser encontradas próximas à ETE. Por exemplo, ao menos para ETE1 - Mangabeira, as áreas altamente adequadas não são parcelas isoladas e espalhadas comparadas às encontradas por Gdoura *et al.* (2015), o que provavelmente pode reduzir o custo de construção dos esquemas de RGA, facilitar a manutenção e a operação até mesmo por gravidade.

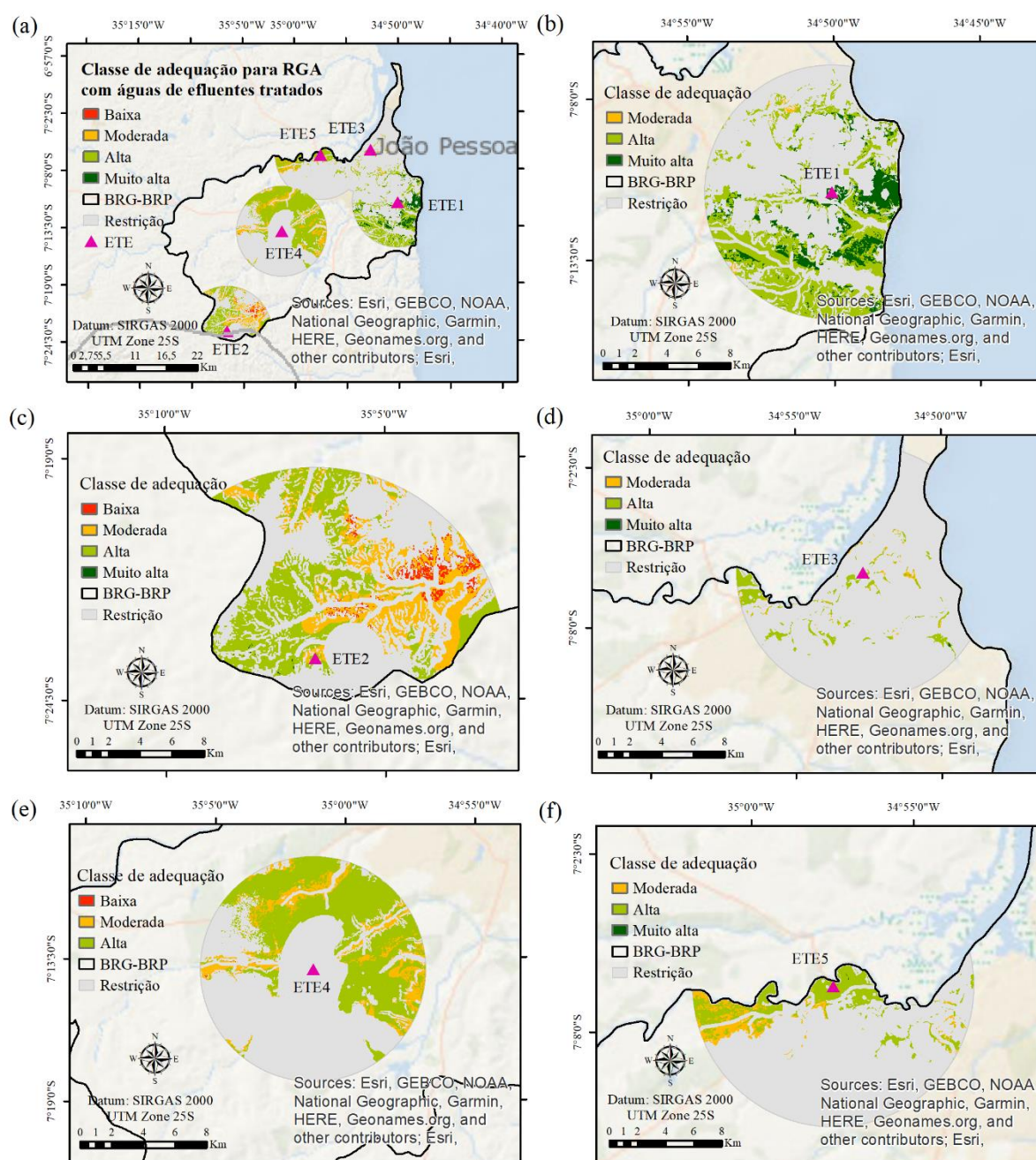


Figura 21 - Mapas de adequação para RGA com águas de efluente tratado na área de estudo. Sendo (a) localização das plantas de tratamento de efluentes domésticos, (b) ETE1 - Mangabeira, (c) ETE2 - Pedras de Fogo, (d) ETE3 - Roger, (e) ETE4 - Odilândia e (f) ETE5 - Santa Rita

A Figura 21c mostra o mapa de adequação a partir da ETE2 - Pedras de Fogo para RGA com águas dessa ETE. As áreas de classe de adequação muito alta correspondem uma parte pequena, 0,10% (35.100 m²), e chegam até ser superadas pelos pixels de baixa adequação que representam 5,16% (1,78 km²) da área viável na BRG-BRP. Essa planta de tratamento encontra-se nas imediações do Complexo Sertânia em Pedras de Fogo-PB (NEVES *et al.*, 2009). Nessa região ocorre o afloramento do embasamento cristalino (FURRIER *et al.*, 2006), o que justifica essas classes menos favoráveis (37,81% como moderada, 13,03 km²). Muito embora uma área de 56,93% (19,62 km²) seja sugerida como de alta adequação para RGA com essa ETE, esses resultados em geral devem ser vistos com cuidados por razão da complexidade estrutural e morfológica das unidades geológicas presentes na BRG-BRP (ANDRADE FILHO, 2014; LAVOR *et al.*, 2020; ROSSETTI *et al.*, 2012).

Dentre os cinco mapeamentos de adequação realizados para RGA com águas de efluente, a ETE3 - Roger (Figura 21d) foi a que apresentou menor valor de áreas com classe de adequação alta, cerca de 5,51 km², muito embora esse valor represente 86,27% da área viável nos 8 km preferíveis para RGA com águas da ETE na BRG-BRP. Se somadas as classes de adequação alta e muito alta (36.000 m²), esse valor é comparativamente menor que para as outras ETE's. Isso se explica pelas grandes limitações impostas para recarga por métodos difusos como bacias de infiltração nessa área, devido à infraestrutura urbana de parte da grande João Pessoa, e a presença de ecossistema aquático (mangue), que foi excluída na etapa de mapeamento de restrições.

Como pode ser observado na Figura 21a, a ETE5 - Santa Rita situa-se a pouco mais que 8,5 km da ETE3 - Roger. Dessa forma, as mesmas questões restritivas que influenciaram nos resultados para a ETE3 - Roger explicam os resultados dessas reduções de áreas para ETE5 - Santa Rita (Figura 21f). Apesar das restrições, o modelo sugeriu para a ETE5 - Santa Rita valores de 71,51% (10,88 km²) e 0,9% (13.500 m²), respectivamente, para as classes de adequação alta e muito alta na área viável dentro dos 8 km a partir da ETE. As áreas classificadas com alta adequação para RGA com água da ETE5 - Santa Rita estão situadas nos terrenos agrícolas e seguem pixels de valores altos devido aos critérios como geologia e a declividade que nesse terreno é plana.

A Figura 21e mostra que, para ETE4 - Odilândia, o modelo não sugeriu áreas com classe de adequação muito alta. De acordo com os resultados, 79,54% (66,12 km²) da área viável nos 8 km preferíveis é representada como sendo de classe de adequação alta, 20,40%

(16,96 km²) é moderada e 0,05% (45.000 m²) é baixa para RGA para essa ETE. Nessa área estão presentes Espodossolos caracterizados pela presença do lençol freático próximo à superfície (NETO e SILVA, 2019). Os poços situados próximos à planta de tratamento apresentam níveis d'água que variam entre 7 m e 12 m (FERNANDES, 2017). Alguns desses poços rasos, após sofrerem recarga natural, passam a não atender os 5 m de espessura necessários da zona não saturada (KALLALI *et al.*, 2007; PEDRERO *et al.*, 2011), o que ocasionou a restrição de faixas de áreas próximas à ETE5 - Odilândia.

A Figura 22 resume os valores de áreas percentuais por classe de adequação para RGA com efluente tratado das cinco ETE's, isso levando em consideração as áreas viáveis a partir do mapeamento de restrição nos 8 km preferíveis a partir da ETE.

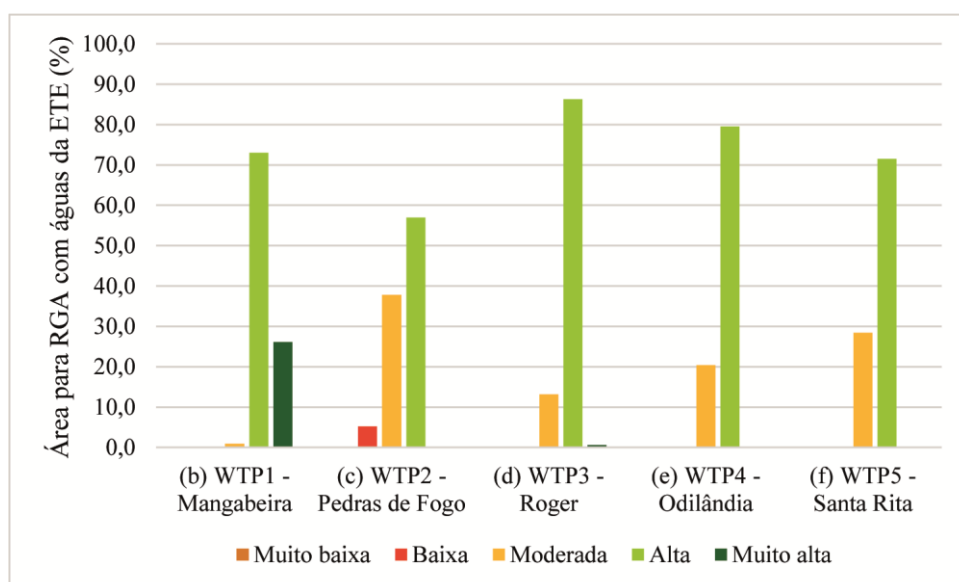


Figura 22 - Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de efluente tratado com relação à área viável nos 8 km a partir de cada ETE na BRG-BRP

Em outras palavras, de acordo com o mapeamento de adequação realizado, quando somadas as áreas sugeridas pelo modelo com classe de adequação alta e muito alta para as ETE's, o potencial para RGA com essa fonte hídrica pode representar 14,85% de toda a BRG-BRP (Tabela 16 no apêndice F). Muito embora os mapas de adequação elaborados a partir da aplicação do GIS-MCDA indiquem as áreas com potencial para RGA com efluente tratado, são necessários mais estudos com investigação para o estabelecimento de esquemas de RGA.

Alguns estudos têm discutido a avaliação dessas áreas a partir de esquemas de RGA existentes em outras regiões do mundo (*e.g.*, MAHMOUD, 2014), porém, no Brasil a RGA está em estágio inicial (SHUBO *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2019) e estudos ainda têm sido

realizados experimentalmente em âmbito acadêmico sobre RGA com águas de efluente tratado (COUTINHO *et al.*, 2018; OKPALA, 2011).

Outros caminhos que podem ser usados para avaliação dessas áreas é a partir de modelos matemáticos de águas subterrâneas (RUSSO *et al.*, 2015) e estimativa da recarga natural (FUENTES e VERVOORT, 2020). Em regiões onde existem poucos dados geológicos ou fisiográficas, as características do subsolo podem ser úteis para avaliação das áreas para RGA (SALLWEY *et al.*, 2019). A validação dessas áreas também não esteve dentro do escopo desse estudo. Portanto, estudos adicionais abordando tais questões devem ser assuntos para investigação dessa aptidão para RGA na área de estudo, como mostrada a partir do uso do GIS-MCDA.

Os resultados obtidos neste estudo foram baseados em critérios físicos da BRG-BRP e a metodologia pode ser aplicada em outras regiões que dependem de águas subterrâneas. Esses resultados mostram a adequação de uma área em relação à outra para as cinco ETE's. É importante destacar que isso não quer dizer que uma área com classificação moderada ou baixa não seja possível realizar a RGA por métodos difusos, mas que as áreas mais favoráveis para esquemas de RGA por processo de infiltração como bacias de infiltração são aquelas com melhor classe de adequação, a saber, muito alta e alta.

O maior valor de área classificada com adequação muito alta está disponível para a ETE1 - Mangabeira. Essa é a segunda ETE com maior vazão de projeto disponível e situa-se na parte leste da bacia hidrográfica, onde ocorrem os tabuleiros (BARBOSA e BARBOSA, 2016). Essa região é tradicionalmente marcada pela maior demanda hídrica da bacia hidrográfica (PARAÍBA, 2000; PERH-PB, 2006; SILVA *et al.*, 2002), assim, a RGA constitui-se uma alternativa para aumentar a disponibilidade hídrica (CRUZ-AYALA e MEGDAL, 2020; Dillon *et al.*, 2018, 2006).

Muito embora na literatura não seja encontrado estudo sobre o problema da intrusão salina para a área de estudo (TOSCANO e SILVA, 2012), especialistas da companhia de águas do Estado da Paraíba relatam a intrusão salina em poços do litoral. Para outro local da bacia sedimentar costeira Pernambuco-Paraíba com condições semelhantes já foi indicada a possibilidade de intrusão salina (FIGUEIREDO e PEREIRA, 2020). Dentro dessa perspectiva, a RGA com efluente tratado tem sido vista como alternativa em outras regiões, face a esse tipo de problema, com a melhoria da qualidade das águas salinas devido à recarga (ALAM *et al.*, 2021; CHRISTY e LAKSHMANAN, 2017; EL-RAWY *et al.*, 2019). Portanto, a recarga para armazenamento e uso final na agricultura também serviria para a finalidade de contenção da cunha salina nessa região.

Neste estudo, as estimativas de área necessária para infiltração com águas residuárias tratadas foram realizadas a partir das informações da disponibilidade das vazões afluentes de projeto para as cinco ETE's (CAGEPA, 2019, 2018). A estimativa da área necessária para as bacias de infiltração baseou-se na equação desenvolvida pela USEPA (2006). Dentro deste contexto, assumindo-se dois valores de condutividade hidráulica vertical para os solos típicos da região (um valor mínimo e outro máximo), bem como, considerando uma estação chuvosa e outra seca, estimaram-se as áreas necessárias para RGA conforme a Tabela 17.

Tabela 17 - Estimativa de área necessária para infiltração com águas residuárias tratadas a partir das ETE's

Estações de tratamento de efluentes	Estação chuvosa	Estação seca
ETE1 - Mangabeira	1,31 - 0,01 km ²	2,73 - 0,03 km ²
ETE2 - Pedras de Fogo	7.560,61 - 75,61 m ²	15.808,55 - 158,09 m ²
ETE3 - Roger	3,05 - 0,03 km ²	6,38 - 0,06 km ²
ETE4 - Odilândia	26.653,30 - 266,53 m ²	55.729,63 - 557,30 m ²
ETE5 - Santa Rita	49.147,28 - 491,47 m ²	102.762,50 - 1027,62 m ²

Em geral, percebe-se que esses valores estimados de áreas necessárias para infiltração com águas residuárias tratadas estão dentro dos valores encontrados no mapeamento de adequação das ETE's para as classes alta ou muito alta. A ETE3 - Roger é a estação de tratamento que demanda uma maior quantidade de área necessária para infiltração ao considerar a vazão afluente disponível para ETE. Muito embora, essa ETE esteja situada em uma área urbanizada e próxima a um ecossistema aquático importante, o que restringe em parte o potencial da RGA para a mesma.

Estes resultados das estimativas apresentados são importantes para saber se as áreas sugeridas pelo modelo multicritério são suficientes para comportar os prováveis volumes de águas disponíveis para as duas fontes estudadas, a saber, águas de rios e águas de efluente tratado das ETE's. Porém, é necessário cautela quanto as estimativas, pois esses resultados certamente devem sofrer variações. Assim, faz-se necessário investigações de campo mais aprofundadas para considerar valores experimentais de parâmetros importantes como, por exemplo, da permeabilidade do solo.

Por outro lado, a qualidade da água envolvida na RGA é um fator importante para o sucesso do processo (CASANOVA *et al.*, 2016; YUAN *et al.*, 2017, 2016). Neste estudo, a qualidade da água subterrânea não fez parte do modelo GIS-MCDA como em outro estudo (*e.g.*, AHMADI *et al.*, 2017). Não havia para a área de estudo dados disponíveis o suficiente para gerar um mapa interpolado da qualidade da água com a distribuição espacial para alguns

parâmetros (e.g., KARAKUS, 2019). Contudo, ainda assim, as condições da qualidade da água do aquífero e de recarga são discutidas nas seções posteriores. Assim, este estudo partiu da premissa do artigo 8º da resolução CONAMA nº 153/2013, no qual dispõe que a recarga “*não poderá causar alteração da qualidade das águas subterrâneas que provoque restrição aos usos preponderantes*”(BRASIL, 2013).

4.2.2.1 Qualidade da água subterrânea na área de estudo

Neste estudo, a qualidade da água subterrânea não esteve inserida no modelo GIS-MCDA. As informações de qualidade físico-química coletadas em sete poços não foram suficientes para geração de um mapa que pudesse ser integrado na análise multicritério espacial conforme em outros estudos. Ainda assim, os resultados da análise da água realizada nos poços em outubro/2019 foram abordadas neste estudo. Os resultados da análise da qualidade da água realizada em sete poços distribuídos na área de estudo (Figura 4) foram comparados com a Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde sobre água para consumo humano (BRASIL, 2017), e com a Resolução CONAMA nº 396/2008 que dispõe sobre a classificação e enquadramento das águas subterrâneas (BRASIL, 2008a).

Os resultados da análise revelam que os parâmetros como sólidos totais dissolvidos, dureza e cloretos estão em conformidade com a portaria e a resolução citada para consumo humano que estabelecem valores máximos permitidos de, respectivamente, 1000 mg/L, 500 mg/L e 250 mg/L. Os valores de nitrato estiveram dentro dos padrões exigidos para consumo humano (10 mg/L), exceto em um dos poços que alcançou um valor de 12 mg/L.

Targino (2012) relatou uma possível influência na qualidade da água subterrânea dessa região decorrente da presença de efluente doméstico não tratado e de fertilizante da atividade agrícola. Muito embora no caso do parâmetro nitrato a resolução CONAMA nº 396/2008 não estabeleça valor máximo permitido no que diz respeito à irrigação, esse valor é considerado dentro de um grau de restrição de uso para irrigação de ligeiro a moderado (AYERS e WESTCOT, 1985).

A turbidez da água esteve acima do valor máximo permitido (5 uT) de potabilidade em dois poços dos sete analisados, sendo esses dois valores da ordem de 5,8 uT e 32,5 uT. A DBO₅ apresentou um valor médio de 13,4 mg/L, com valor mínimo de 7,2 mg/L e um máximo de 19,2 mg/L. O pH das águas coletadas nos poços estiveram entre 5,7 e 8,3, com uma média no valor de 6,8. Quanto à condutividade elétrica da água, para as amostras avaliadas, elas não apresentam nenhum grau de restrição de uso para irrigação (AYERS e

WESTCOT, 1985), sendo um valor médio encontrado da ordem de 290,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com valor mínimo observado de 68,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e um máximo de 615,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Neste estudo não foram feitas correlações entre os parâmetros analisados, haja vista que não estava dentro do escopo do trabalho e diante do número resumido de amostra. Porém, os resultados aqui apresentados podem ser usados em investigação futura na implementação da RGA na área de estudo, uma vez que as resoluções vigentes reconhecem que a recarga não deve provocar alterações na condição da qualidade dos aquíferos, exceto para sua melhoria (BRASIL, 2013; BRASIL, 2008a). Assim, no aquífero onde ocorrer a recarga, um programa específico de monitoramento da qualidade da água subterrânea deve ser implantado (BRASIL, 2008a), sendo esses parâmetros avaliados importantes.

4.2.2.2 Qualidade do efluente tratado na área de estudo

No que diz respeito à qualidade do efluente tratado pela ETE1 - Mangabeira (módulo I), as águas provenientes da lagoa facultativa revelam valores de remoção de DBO_5 e DQO que chegaram a, respectivamente, 93,0% e 89,5% em janeiro de 2017. Na prática, isso corresponde a valores de 24,6 mg/L e 67,8 mg/L, respectivamente, para as concentrações de DBO_5 e DQO. Durante esse mesmo ano, esses parâmetros apresentaram valores médios de 41,4 mg/L e 67,8 mg/L, respectivamente, com desvio padrão de 9,8 e 20,8. Os sólidos dissolvidos totais experimentaram também em janeiro uma remoção de 41,3%, isso equivale a um efluente com concentração de 400 mg/L. Em média, esse parâmetro apresentou um valor de 422 mg/L e um desvio padrão igual 37,5.

Os coliformes totais no mesmo mês citado acima sofreram uma remoção de 99,84%. Em outras palavras, isso representa um efluente com um nível de coliformes termotolerantes de $2,2\text{E}+04$ coliforme/100 mL. O pH apresentou um valor médio de 7,5, com desvio padrão de 0,13. Já a condutividade elétrica do efluente que saiu da lagoa facultativa mostrou uma média de 778 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com desvio padrão de 89,9 para o mesmo ano.

No Brasil, em geral, as águas residuárias tratadas são lançadas em corpos de água. Dessa forma, a qualidade dessas águas deve observar a resolução CONAMA nº 430/2011 que dispõe de padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2011) e a resolução CONAMA nº 357/2005, que trata da classificação de corpos de água (BRASIL, 2005). Muito embora as resoluções existentes sobre RGA no Brasil não tratem especificamente dos parâmetros de qualidade da água para recarga como em outros países, esse estudo partiu da premissa de que a recarga não deve promover alterações na condição da qualidade da água do aquífero, exceto para sua melhoria (BRASIL, 2013; BRASIL, 2008a). Assim, com base nessa premissa, pode-

se observar que as concentrações de parâmetros analisados para a água de efluente tratada, no ano observado, estariam acima dos encontrados na água subterrânea para os poços analisados em parâmetros como, por exemplo, DBO₅ e condutividade elétrica. Dessa forma, revelando a necessidade um pós-tratamento para o efluente antes da possível recarga.

Em geral, é comum que o efluente de tratamento secundário (*e.g.*, lagoas de estabilização) sofra um pós-tratamento antes que seja usado no processo de RGA. Isso faz-se necessário para que a água de recarga não cause prejuízo à qualidade do aquífero (DILLON *et al.*, 2009; SHARMA e KENNEDY, 2017). Os estudos de Porto *et al.* (2018) com efluente final da lagoa facultativa do módulo I da ETE1 - Mangabeira revelaram resultados promissores no sentido de um pós-tratamento via membrana de ultrafiltração. Esse estudo indicou uma elevada remoção de matéria orgânica em termos de DBO₅ e DQO com os valores médios do permeado da ordem de, respectivamente, 4,83 mg/L e 25,45 mg/L. Além de uma remoção de 100% dos coliformes termotolerantes.

Em investigações de campo realizada por Barry *et al.* (2017), eles também conseguiram reduções de matéria orgânica na água residuária tratada. Nesse estudo, em um sistema de TSA a partir de um conjunto de bacias de infiltração na Austrália, dois sistemas de tratamento foram testados, um com lagoa de estabilização e flotação por ar dissolvido, e o outro considerando esses dois primeiros com filtro de areia mais a desinfecção por ultravioleta.

4.3 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DOS MODELOS GIS-MCDA

4.3.1 **Análise de sensibilidade do modelo GIS-MCDA no mapeamento de adequação para RGA com águas de rios**

Para identificar quais critérios influenciam no mapeamento de adequação da RGA, faz-se necessária a realização de uma análise de sensibilidade para verificar o quão robustos são os resultados à mudança de preferência. O conceito de robustez aqui assumido é o usado por Aissi e Roy (2010) e, neste estudo, está relacionado à necessidade de “resistência” ou “autoproteção” das áreas com classe de adequação muito alta de suportar ou se manter estável sob os valores de pesos de critérios incertos.

Neste estudo, os mapas de adequação para RGA com águas de rios foram gerados para avaliação a partir de 319 execuções feitas conforme procedimento descrito na seção 3.6. Um

conjunto de 87 dessas execuções com os resultados quantitativos de área por classe de adequação são apresentados graficamente na Figura 23.



Figura 23 - Análise de sensibilidade do modelo no mapeamento de adequação para RGA com águas de rios, baseada na mudança de escala nos elementos: (a) C1-UC/C2-GE=0,814, (b) C1-UC/C3-PE=0,894, (c) C1-UC/C4-PF=0,356, (d) C1-UC/C5-DR=0,333 (e) C1-UC/C6-EL=0,590 e (f) C1-UC/C7-DE=0,447

Na Figura 23 são mostrados os resultados das execuções com a mudança de escala para todos os elementos da primeira linha da matriz base 1 (Tabela 11), a começar do elemento C1-UC/C2-GE=0,814. De acordo com a mudança da escala do elemento é possível verificar o grau de variação na classe de adequação. Essas mudanças podem ser vistas em qualquer direção ou se manterem estáveis (o ideal). Bonilla Valverde *et al.* (2016) afirmam que as mudanças de uma classe de adequação podem ser chamadas de trocas positivas

(mudança de áreas de uma classe inferior para superior). E de outro lado, as trocas negativas funcionam de forma inversa. Uma mudança de adequação de muito alta para alta representa uma mudança negativa, porém não pode ser considerada como totalmente negativa na tomada de decisão.

Dentro dessa visão, é possível observar essas duas condições na Figura 23a (elemento C1-UC/C2-GE da matriz base 1). A classe de adequação baixa aumentou em ao menos ~69% quando comparado o mapa base com o resultado da menor escala de execução no elemento (C1-UC/C2-GE=1/9). Em contrapartida, nota-se uma troca positiva da classe moderada para alta e da alta para a classe muito alta que sofreu um aumento de ~7,5%. Na prática, isso representa uma redução de ~6,8% das áreas moderadas quando comparada ao resultado do mapa base. Este fato de redução na faixa moderada não ocorre para os demais resultados da Figura 23. A Figura 24 ilustra a troca de classe com relação à mudança da escala no elemento C1-UC/C2-GE.

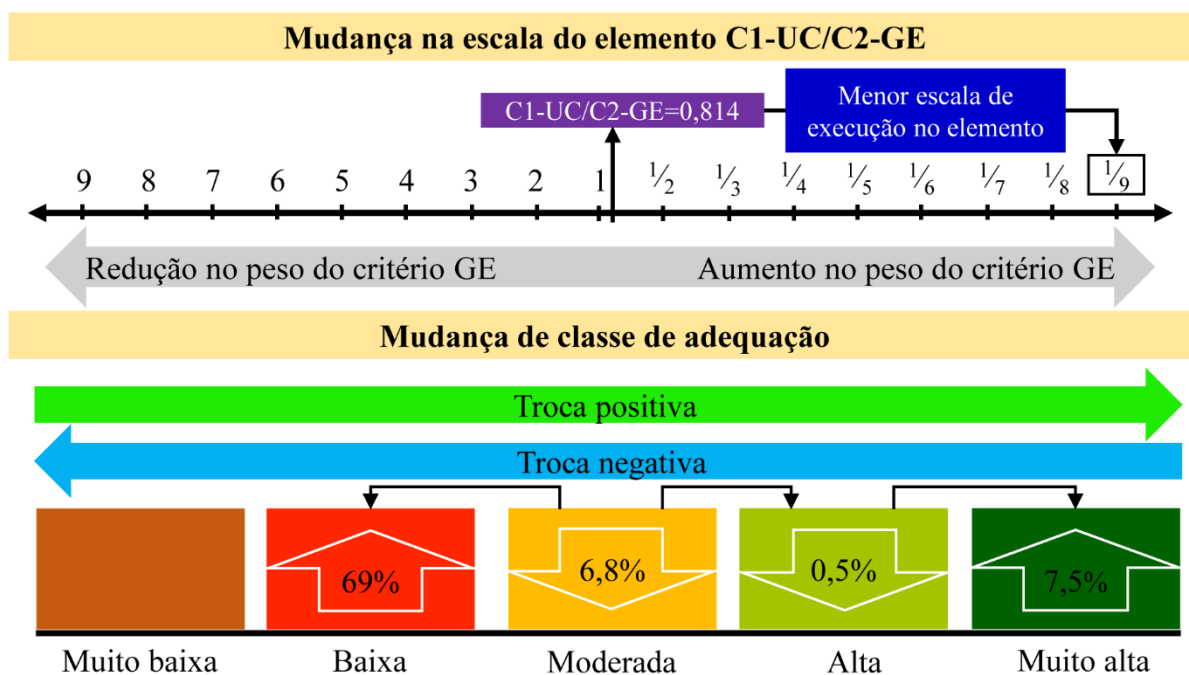


Figura 24 - Troca de classe de adequação a partir da mudança de peso do critério

O fato destacado no parágrafo anterior pode estar relacionado com alguns aspectos, um deles é que a geologia está entre um dos critérios com maior peso no GIS-MCDA. Este primeiro aspecto combinado com a soma de um conjunto de pixels classificados como muito alto da Formação Barreiras e Depósitos Aluvionais, da declividade de terreno plano e da elevação ao leste da área de estudo podem ajudar a compreender esse comportamento de troca positiva.

A Figura 23e mostra também uma leve troca positiva da classe alta para muito alta ao diminuir a escala do elemento $C1-UC/C6-EL=0,590$. Isso equivale a um aumento de 1,3% quando comparado o resultado do mapa base com o resultado da menor escala de execução no elemento ($C1-UC/C6-EL=1/9$). Neste procedimento de análise é importante compreender que, ao diminuir a escala do elemento, por exemplo, do $C1-UC/C6-EL$, isso provoca um aumento sob o peso do critério elevação ($C6-EL$) e, em contrapartida, o critério uso e cobertura do solo ($C1-UC$) sofre redução no valor de seu peso.

Os resultados apresentados na Figura 23c e 23d para a mudança nas escalas dos elementos $C1-UC/C4-PF=0,356$ e $C1-UC/C5-DR=0,333$ possuem comportamentos bem parecidos. Por exemplo, uma redução mais significativa nos pixels de classificação alta ocorrem quando as escalas alcançam um valor igual ou menor que $1/4$ para os elementos $C1-UC/C4-PF$ e $C1-UC/C5-DR$. Além disso, pode-se observar que esses elementos possuem comportamento semelhante no aumento da classe moderada, com valores de áreas praticamente iguais para última execução da escala nos elementos ($UC/C4-PF=1/9$ e $C1-UC/C5-DR=1/9$). Esses dois resultados (Figura 23c e 23d), quando comparados com os demais, revelam que os critérios profundidade do lençol freático ($C4-PF$) e a distância a partir dos rios ($C5-DR$) provam ser influentes no modelo, sendo sensíveis às mudanças de peso. Apesar desses critérios possuírem semelhanças no sentido direcional de aumento e diminuição de classes de adequação, eles apresentam diferenças no quantitativo de áreas altamente adequadas quando consideradas as últimas execuções da escala de cada elemento ($1/9$).

Sendo esses os dois critérios ($C4-PF$ e $C5-DR$) sensíveis às mudanças de pesos, eles se tornam ideais para verificar a robustez dos resultados da adequação nos mapas. Dessa forma, dentro de um cenário de consideração no qual os valores mínimos das escalas de execução nos elementos sejam considerados ($1/9$) (representado pelo aumento do peso dos critérios $C4-PF$ e $C5-DR$), torna-se possível encontrar, por exemplo, os pixels de adequação muito alta que são incertos a partir da comparação como o mapa base (Figura 25a). Na prática, considerando a menor escala ($1/9$) para o elemento $C1-UC/C5-DR$ (mostrado na Figura 25p) e comparando com o mapa base (Figura 25a), ao menos uma área de $\sim 14,28 \text{ km}^2$ (18,72% do mapa base) com a classe muito alta é incerta com aumento da importância desse critério ($C5-DR$), fato esse que torna as futuras áreas de recarga distantes dos rios menos prováveis para recarga, caso o tomador de decisão opte por esse cenário.

Dentre os sete critérios avaliados, o critério uso e cobertura do solo ($C1-UC$) se revelou o menos sensível à mudança no modelo. Este fato é também perceptível nos outros resultados da Figura 23. Por exemplo, o aumento da escala nos elementos (*e.g.*, de 1 a 9 no

C1-UC/C3-PE, Figura 23b) não demonstram impactos significativos com mudanças nos resultados. Em geral, ocorrem mudanças mais sutis, principalmente, quando comparado com a diminuição da escala para o mesmo elemento (*e.g.*, de 1/2 a 1/9 no C1-UC/C3-PE, Figura 23b) (ou seja, quando se aumenta o peso do critério oposto).

Além disso, o critério C1-UC possui, dentre todos os critérios avaliados, o menor desvio padrão dos pesos simulados, ou seja, o que possuiu menor dispersão de valor do peso ($\sigma = 0,010$). Por outro lado, maiores desvios padrão de peso foram encontrados, por exemplo, para os critérios C4-PF e C5-DR, respectivamente, 0,023 e 0,020. Estes três critérios mencionados, C1-UC, C4-PF e C5-DR, apresentaram pesos médios de 8%, 22% e 16%, respectivamente. O fato de que a mudança dos pesos para o critério C1-UC causa pequenos impactos na classe de adequação da maioria das células, mostra que, o grau de dominação dessas células depende muito pouco de mudanças nos pesos de decisão ligados a esse critério.

A Figura 25 mostra os mapas de adequação simulados para as escalas no elemento C1-UC/C5-DR=0,333. Eles fornecem compreensões sobre os padrões espaciais dos resultados da modelagem e onde acontecem as mudanças na classificação da adequação para RGA com águas de rios a cada simulação. Pode ser observado na Figura 25b-p em combinação com a Figura 23d que a classe de adequação baixa experimentou um aumento. Esse aumento percentual representa pelo menos 30% quando comparado o mapa base (Figura 25a) com o resultado da menor escala de execução no elemento (C1-UC/C5-DR=1/9) (Figura 25p). Essa mudança pode ser vista levemente na parte no noroeste da bacia hidrográfica, onde estão situados os terrenos ondulados e a formação geológica Ortognaisse (SANTOS *et al.*, 2002) pouco favorável a RGA.

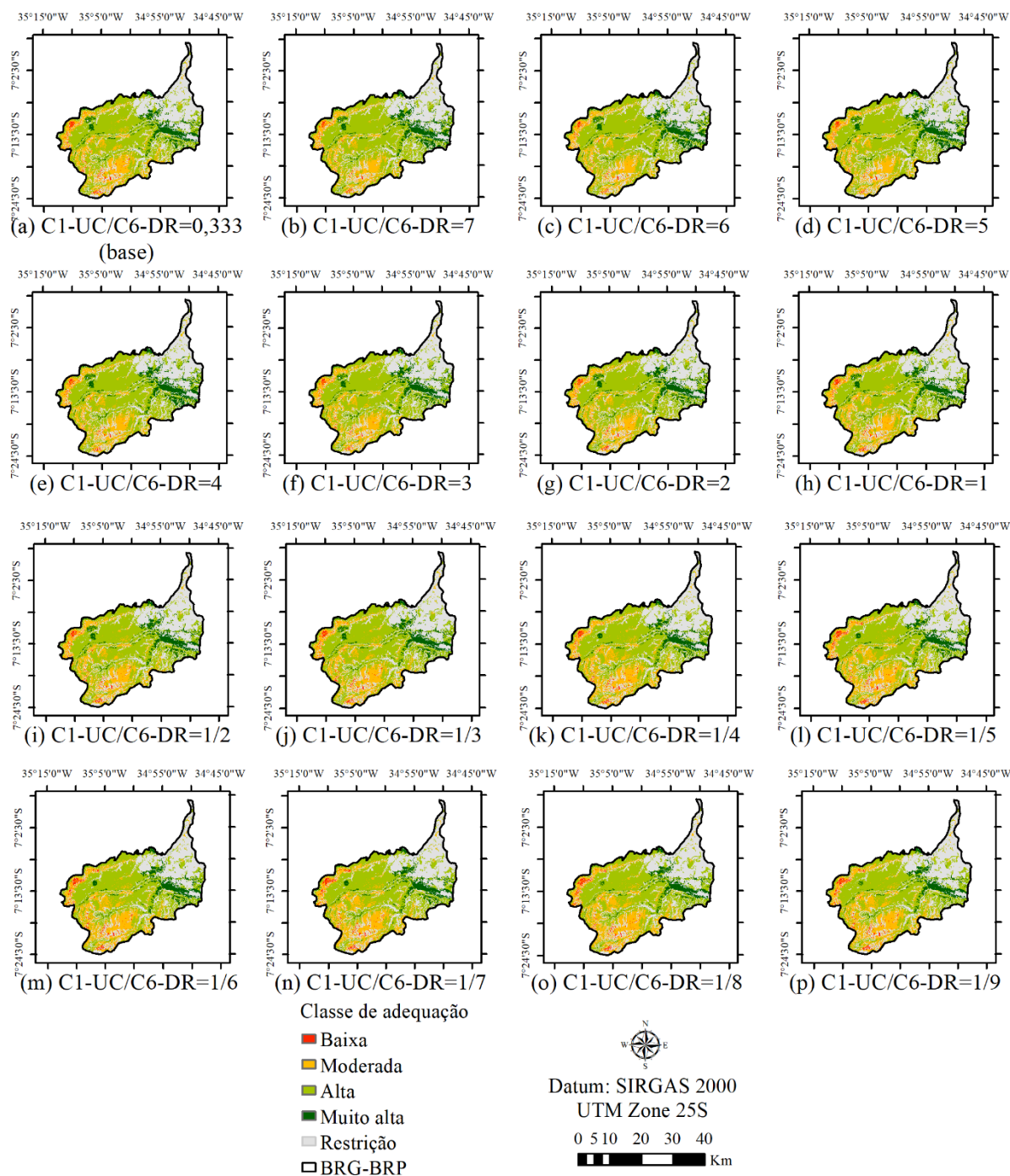


Figura 25 - Mapas de adequação de áreas para RGA com águas de rios na área de estudo de acordo com quinze simulações no elemento C1-UC/C5-DR=0,333

As áreas com a classe de adequação moderada experimentaram um aumento de ~19% decorrente da transferência de pixels da classe alta para essa categoria, isso quando comparado o resultado do mapa base com a menor escala de execução no elemento (C1-UC/C5-DR=1/9). Essas trocas de classes negativas, por exemplo, de alta para moderada, podem ser observadas na parte oeste da área de estudo. Essa região da bacia hidrográfica é marcada por altas elevações e unidades geológicas pouco apropriadas. Além disso,

encontram-se no topo da bacia hidrográfica as nascentes dos principais rios, sendo pouco plausível vazões significativas (MARTINS *et al.*, 2020) que possam ser destinadas à RGA.

Muito embora a Figura 25 represente um recorte dos resultados gerados na modelagem do mapeamento de adequação apenas para o elemento C1-UC/C5-DR, esse conjunto de mapas apresenta um resumo indicativo das áreas mais robustas com os pixels de classe altamente adequados para RGA com águas de rios. A mudança de algumas escalas no elemento (C1-UC/C5-DR) revelou que alguns dos locais de adequação com pixels de classe muito alta apresentam incertezas quando reduzido o valor da escala no elemento em avaliação para esse recorte.

Com esse simples resumo combinado das Figuras 23 e 25 torna-se possível ao tomador de decisão verificar que no modelo algumas relações, a depender do elemento, são marcadas por uma troca positiva ou negativa de classes. Se por um lado a diminuição da escala nos elementos C1-UC/C2-GE e C1-UC/C7-EL (Figura 23a e 23e) (aumento do peso dos critérios geologia e elevação) está por trás do leve aumento da classe muito alta, por outro lado, quando diminuído o valor da escala no elemento C1-UC/C4-PF (aumento do peso do critério profundidade do lençol freático), observa-se uma redução na classe de adequação muito alta que pode chegar a 10% comparado ao mapa base (Figura 25a). Assim, o analista/tomador de decisão pode chegar às conclusões a partir dessas respostas do modelo GIS-MCDA.

As áreas mais robustas com classe de adequação muito alta encontram-se em maior quantidade nos Depósitos Aluvionais e Formação Barreiras, sendo favoráveis para RGA com uso de águas do rio Gramame e rio Marés. Nessa faixa sugerida pelo modelo estão presentes declividades baixas e as elevações encontradas podem ser iguais ou inferiores a 20 m, além de existirem terrenos de agricultura e pastagem. Em geral, os pixels de classificação baixa estão situados onde a superfície do terreno é ondulada e a unidade geológica pode não favorecer a uma condição satisfatória para uso de método difuso como bacias de infiltração.

As áreas com classe de adequação muito alta também foram indicadas pelo modelo em menores quantidades sobre terrenos agrícolas próximos aos rios Paraíba, Mumbaba e Mamuaba. Essas áreas também podem ser objeto de investigação futura para desenvolvimento da recarga com água desses rios. Na prática, as terras agrícolas receberiam o excesso de água do escoamento do período chuvoso para a recarga intencional das águas subterrâneas, isso com a finalidade de mitigar os efeitos das retiradas insustentáveis como ocorre em outras regiões do mundo com condições climáticas semelhantes (*e.g.*, GANOT e DAHLKE, 2021; GHASEMIZADE *et al.*, 2019).

4.3.2 Análise de sensibilidade do modelo GIS-MCDA no mapeamento de adequação para RGA com águas de efluente tratado

A identificação dos critérios que influenciam no mapeamento de adequação da RGA com águas de efluente tratado tomou como base uma análise de sensibilidade a partir dos resultados apresentados pelo modelo multicritério espacial para ETE1 - Mangabeira. Nesse modelo, a robustez das áreas com classe de adequação muito alta foi avaliada de forma similar à seção anterior. Neste mapeamento de adequação, oito critérios fizeram parte dessa análise. Um número total de 457 execuções foi realizado conforme procedimento descrito na seção 3.6. Um conjunto de resultados quantitativos com valores de áreas para as classes de adequação é apresentado a partir de 111 dessas execuções na Figura 26.

A Figura 26 mostra os resultados das execuções com a mudança de escala para todos os elementos da primeira linha da matriz base 2 (Tabela 14), sendo o primeiro elemento avaliado a começar de $C1-UC/C2-GE=0,678$ e o último $C1-UC/C8-DE=0,447$. De acordo com as execuções da escala nos elementos, assim como no caso da seção anterior, torna-se possível verificar a ocorrência de trocas positivas e negativas. Nesse caso, elas ocorrem especificamente entre os pixels de classificação alta e muito alta.

As trocas positivas podem ser observadas em ao menos três momentos, a saber, quando ocorre o aumento do peso dos critérios geologia (C2-GE), profundidade do lençol freático (C4-PF) e elevação do terreno (C7-EL). Respectivamente, essas trocas podem ser observadas nos elementos $C1-UC/C2-GE$ (Figura 26a), $C1-UC/C4-PF$ (Figura 26c) e $C1-UC/C7-EL$ (Figura 26f). Para esse tipo de troca, a mudança da escala no elemento $C1-UC/C7-EL=0,678$ é a que proporciona menor variação no valor de área classificada como muito alta (aumento de $\sim 11\%$), isso quando comparado o resultado da menor escala de execução no elemento ($C1-UC/C7-EL=1/9$) com o mapa base (Figura 27a).



Figura 26 - Análise de sensibilidade do modelo no mapeamento de adequação para RGA com águas de efluente tratado da ETE1 – Mangabeira, baseada na mudança de escala nos elementos: (a) C1-UC/C2-GE=0,678, (b) C1-UC/C3-PE=1,027, (c) C1-UC/C4-PF=0,264, (d) C1-UC/C5-DC=0,474, (e) C1-UC/C6-DT=0,321, (f) C1-UC/C7-EL=0,678 e (g) C1-UC/C8-DE=0,447

Bonilla Valverde *et al.* (2016) destacam que esse tipo de mudança positiva apresentado no parágrafo anterior não é tão crítico, principalmente, quando o objetivo é inclusivo, ou seja, indicar as áreas que oferecem melhores condições para realização da recarga. Assim, caso o tomador de decisão opte por um desses cenários mais inclusivos, disporá de uma quantidade de área maior com classificação muito alta quando comparado ao mapa base. Apesar de praticamente imperceptível, devido à pequena quantidade de área, a classe moderada também experimentou uma troca positiva para classe alta nos elementos C1-UC/C2-GE, C1-UC/C4-PF e C1-UC/C7-EL, com o aumento do peso de decisão.

Os aumentos dos pixels de classe muito alta observados na Figura 26c podem ser vistos à medida que se aumenta o peso do critério profundidade do lençol freático (C4-PF). Em outras palavras, para valores de escala menores ou igual a 1/2 observa-se uma tendência no aumento das áreas de classe muito alta. Esse aumento certamente está ligado aos pixels de classificação alta a muito alta situados nas áreas próximas à ETE (ao leste da área de estudo). Neste local, conforme observado por Fernandes (2017), a profundidade do lençol freático variou de 19,20 a 27,95 m. Assim, as espessuras da zona não saturada se mostraram favoráveis para possíveis bacias de infiltração.

Apesar da Figura 26 representar uma parte dos resultados gerados na modelagem do mapeamento de adequação para RGA com águas de efluente tratado, esses resultados fornecem compreensões importantes para tomada de decisão. Os resultados da Figura 26a e 26c tratam de possíveis cenários onde as escolhas sejam baseadas na favorabilidade da geologia e profundidade do lençol freático da área. Caso o tomador de decisão entenda que esses critérios sejam mais relevantes e aumente o peso de decisão de um deles, o tomador de decisão pode dispor de um quantitativo de área de classificação muito alta além daquelas mostrado no mapa base (ver Figura 21b ou Figura 27a). Para esses dois elementos, C1-UC/C2-GE e C1-UC/C4-PF, a evolução no aumento das áreas de classe muito alta são praticamente homogêneas e chegam a representar uma área de cerca de ~27% em ambos, quando comparado o mapa base com os resultados da menor escala de execução desses elementos (C1-UC/C2-GE=1/9 e C1-UC/C4-PF=1/9).

As Figuras 26e e 27 mostram o comportamento das classes de adequação às mudanças de escalas no elemento C1-UC/C6-DT=0,321. À medida que as escalas são reduzidas (ou seja, aumenta-se o peso do critério distância a partir da planta de tratamento, C6-DT), o comportamento demonstrado chama atenção pela troca negativa com a significativa redução de áreas com classe muito alta a partir da escala 3 para o elemento C1-UC/C6-DT. Essa mudança torna-se mais perceptível quando comparado esse resultado com os resultados das execuções

nos outros elementos (*e.g.*, C1-UC/C3-PE, C1-UC/C5-DC e C1-UC/C8-DE) (ver Figura 26b, 26d e 26g).

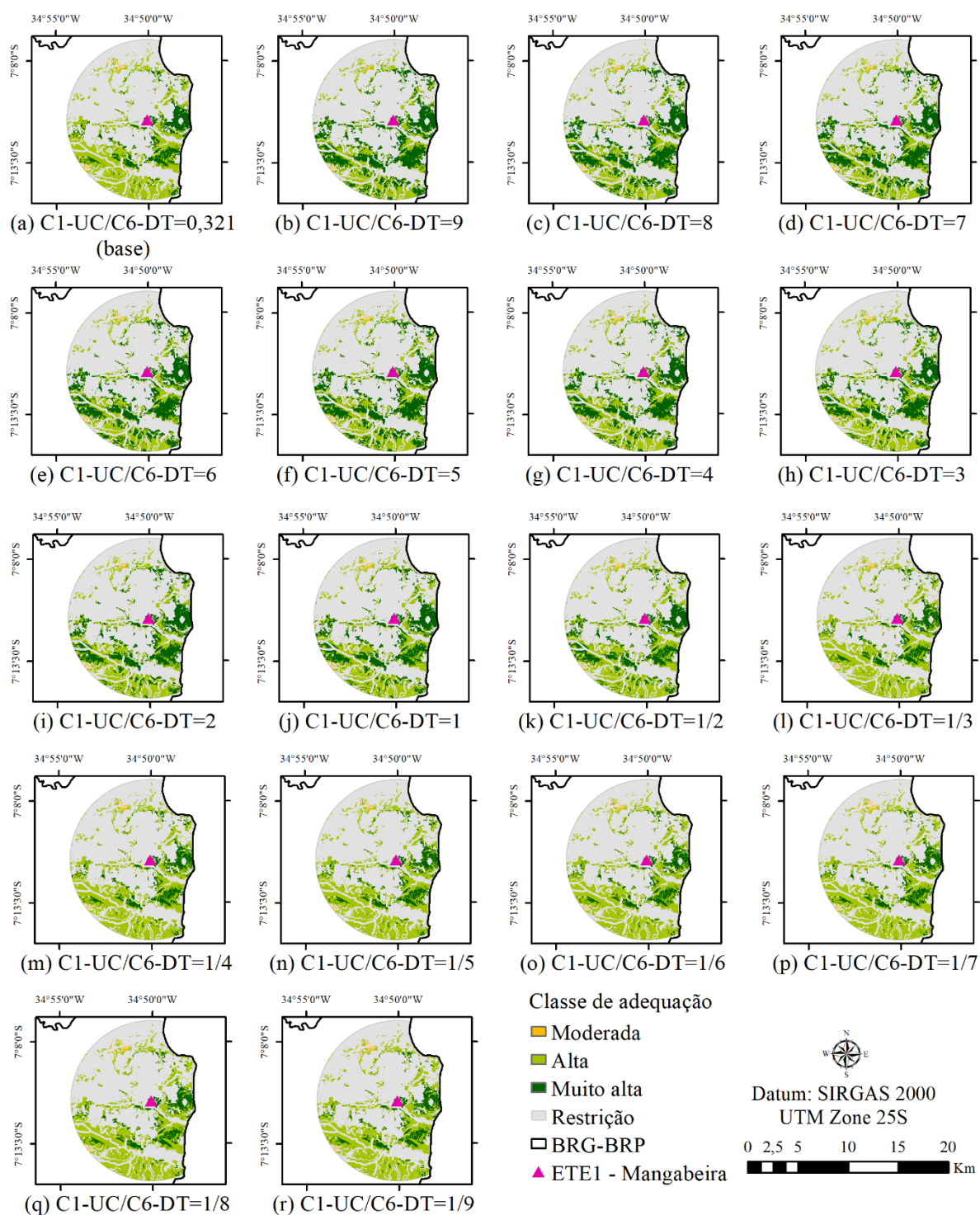


Figura 27 - Mapas de adequação de áreas para RGA com águas de efluente tratado da ETE1 - Mangabeira na área de estudo com base em dezessete simulações no elemento C1-UC/C6-DT=0,321

O aumento do peso do critério distância a partir da planta de tratamento (C6-DT) revela o quão sensível é esse critério às mudanças do peso de decisão (Figura 27). Embora seja o terceiro critério com maior desvio padrão (0,013), apresentando um peso médio de 12,4%, ele demonstra inferir um certo grau de dominação sobre as células à medida que ocorrem as mudanças do peso de decisão. Desse modo, alguns dos pixels com classe de adequação muito alta no mapa base da Figura 27a são caracterizados por incerteza associada às distribuições espaciais de adequação desse critério.

Baseado nesse modelo, caso o tomador de decisão deseje considerar um cenário com aumento do peso do critério C6-DT, isso pode representar uma redução de até 22,80% das áreas classificadas com adequação muito alta quando comparadas ao mapa base da Figura 27a. A escolha desse cenário pelo tomador de decisão pode estar relacionada aos prováveis custos econômicos ligados à transferência de água a partir da planta de tratamento para os locais de recarga. Assim, os pixels de adequação muito alta que poderiam estar disponíveis para outros cenários (*e.g.*, quando C2-GE é mais importante para o decisor) tornam-se incertos para esse cenário com aumento do peso do critério C6-DT. Com isso, se torna menos provável a RGA nessas áreas de classe muito alta, caso seja esse um caminho escolhido pelo tomador de decisão.

Na Figura 26f, pode-se observar que os critérios uso e cobertura do solo (C1-UC) e elevação do terreno (C7-EL) mostram-se os menos sensíveis à mudança de peso no modelo. Quando a escala do elemento C1-UC/C7-EL aumenta de 1 para 9 (um aumento do peso do critério C1-UC), as áreas permanecem praticamente estáveis como em outros resultados para o mesmo intervalo da escala (*e.g.*, a Figura 26d para o elemento C1-UC/C5-DC). Por outro lado, com a diminuição da escala do mesmo elemento C1-UC/C7-EL de 1/2 a 1/9 (ou seja, com o aumento do peso do critério C7-EL na tomada de decisão), ocorrem ligeiros aumentos, porém, não tanto quanto se comparado com o aumento de outros resultados (*e.g.*, C1-UC/C4-PF), o que revela também a baixa sensibilidade do critério C7-EL.

Esses dois critérios, C1-UC e C7-EL, foram os que apresentaram uma menor dispersão nos valores dos pesos, ou seja, o menor desvio padrão nos pesos, respectivamente, 0,007 e 0,009. Em outras palavras, essa baixa perturbação nos pesos de decisão tem um pequeno impacto na classificação da maioria das células, principalmente, o critério C1-UC. Essa condição observada infere um certo grau de dominação das células quase que independente às mudanças de pesos de decisão no modelo para esses critérios. Em média, os pesos para esses dois critérios, C1-UC e C7-EL, estiveram em 6,4% e 7,8%, respectivamente.

A Figura 27 apresenta os mapas de adequação simulados para as dezessete execuções no elemento C1-UC/C6-DT. A análise quantitativa desses mapas fornece às partes interessadas informações substanciais para reduzir a incerteza na tomada de decisão quanto à RGA com águas de efluente tratado na região. Na Figura 27r, as reduções de pixels de classe muito alta são perceptíveis ao oeste da ETE1 - Mangabeira. Muito embora esses pixels ocorram em terrenos agrícolas, ideais para a proposta de RGA com água de efluente tratado (GRINSHPAN *et al.* 2021), eles podem ser menos prováveis de receberem água para RGA se comparado aos outros pixels de mesma classe próximos à planta de tratamento. O aumento do peso do critério C6-DT revela uma incerteza decorrente dos prováveis custos de transferência de água para as possíveis bacias de infiltração que estariam distantes da planta de tratamento.

O modelo sugeriu que parte das áreas mais robustas com a classe muito alta estão ao sul e leste da planta de tratamento (ETE1 - Mangabeira). Essas áreas sugeridas encontram-se em terrenos agrícolas e de pastagem, bem como, outra parte ocorre em florestas. A favorabilidade para RGA de critérios como, por exemplo, a profundidade do lençol freático (C4-PF) e a geologia (C2-GE) contribuiu para um padrão espacial com adequação muito alta nessa região. Assim, os resultados apresentados neste estudo são promissores pois podem permitir uma investigação mais aprofundada para o delineamento de locais específicos para RGA a partir das áreas caracterizadas como robustas pelo modelo.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A identificação de áreas com potencial para Recarga Gerenciada de Aquíferos (RGA) por método difuso com águas de rios e efluentes domésticos tratados foi realizada nas bacias hidrográficas do rio Gramame e parte do baixo curso do rio Paraíba (BRG-BRP). Os resultados do mapeamento de adequação para RGA a partir de um conjunto de critérios mostraram o potencial para recarga gerenciada que possui a área de estudo. O potencial para RGA varia de muito alto a alto sobre os Depósitos Aluvionais ao leste da área de estudo e na Formação Barreiras, onde estão situados os terrenos agrícolas que são ideais para a finalidade da RGA por método difuso com bacias de infiltração.

A modelagem multicritério espacial sugeriu que cerca de 51,54% da área de estudo possui um potencial alto e muito alto para recarga com águas dos rios da região. O potencial muito alto está disponível em maior parte para o rio Gramame e o rio Marés. As áreas com potencial muito alto para recarga gerenciada de aquífero também estão disponíveis em menores quantidades próximas aos rios Paraíba, Mumbaba e Mamuaba. Na prática, a implementação de esquema de RGA pode ser efetuada paralelamente aos rios por um conjunto de bacias de infiltração em terrenos agrícolas que já utilizam desse recurso para irrigação.

A modelagem multicritério espacial realizada para identificação de áreas com potencial de recarga com águas provenientes das ETE's mostrou que, para as cinco estações analisadas, quando somadas, as áreas com potencial alto e muito alto chegam a ocupar 14,85% da BRG-BRP. Dentre as ETE's analisadas, a ETE1 - Mangabeira apresentou a maior área com classe de adequação muito alta. Essas áreas com potencial situadas no litoral, por exemplo, podem ser objeto de recarga com águas de efluentes tratados da ETE1 - Mangabeira para seu uso final na agricultura, além contribuir com a finalidade de contenção de uma possível intrusão salina em decorrência da superexploração das águas subterrâneas em poços do litoral.

A análise de sensibilidade realizada pode ajudar aos envolvidos no processo de tomada de decisão a identificar quais critérios são mais influentes no mapeamento de adequação. De fato, a partir de um conjunto de execuções dos modelos, a análise de sensibilidade permitiu verificar as áreas classificadas com adequação muito alta e que são mais robustas. Essas áreas mais robustas, identificadas a partir da análise multicritério em ambiente SIG, podem nortear discussões fundamentais sobre mudanças na gestão dos recursos hídricos e ajudar na tomada

de decisão ao apresentar alternativas de decisão úteis para RGA utilizando dados disponíveis publicamente em regiões com poucos dados locais.

Neste estudo, os critérios como distância a partir dos rios, profundidade do lençol freático e geologia se mostraram sensíveis à mudança de peso no mapeamento de adequação para RGA com águas de rios. Por outro lado, no mapeamento de adequação da RGA com águas de efluentes tratados, a distância a partir da planta de tratamento, a profundidade do lençol freático e a geologia se mostraram também sensíveis. Nos dois modelos, a mudança de peso do critério uso e cobertura do solo exerceu pouca influência na alteração da classificação de adequação.

Embora o critério de uso e cobertura do solo seja importante para implementação de esquemas de RGA, os critérios que influenciam no processo da recarga como, a geologia e a profundidade do lençol freático são decisivos e definem o sucesso da RGA, fato esse que respalda essa maior sensibilidade no modelo GIS-MCDA para esses dois critérios quando comparado ao critério de uso e cobertura do solo. Deve-se destacar também que, as características superficiais de uso e cobertura do solo possuem uma variabilidade espaço-temporal. À vista disso, pesquisas futuras podem dar uma contribuição importante ao demonstrar como a dinâmica na superfície influencia os resultados da identificação de áreas adequadas para recarga no modelo GIS-MCDA.

Na análise do mapeamento de adequação para recarga com águas de rios, por exemplo, as incertezas das áreas com classe de adequação muito alta podem chegar a 18,72% do mapa base, quando se aumenta o peso do critério distância a partir dos rios. Já no mapeamento de adequação para RGA com águas da ETE1 - Mangabeira, com o aumento do peso do critério distância a partir da planta de tratamento, as incertezas da RGA com águas dessa ETE podem aumentar em até 22,80% nas áreas de classe muito alta. Essa informação por si só é valiosa, pois pode ajudar a decidir se as áreas sugeridas pelos modelos que apresentaram incertezas para os pixels de classe muito alta devem ser incluídas na etapa de planejamento preliminar para RGA. Isso tendo em vista que, torna-se mais oneroso conduzir água para as áreas mais afastadas da ETE ou rio.

Nesse sentido, a atribuição de peso para os critérios é uma etapa importante e compreende um dos fatores mais subjetivos da MCDA. Logo, a atribuição de peso representa uma fonte de incerteza neste tipo de estudo, pois envolve vários agentes e critérios conflitantes. Apesar disso, o uso do método AHP baseado em SIG se mostrou eficaz na identificação de áreas com potencial para RGA a partir de um contexto de tomada de decisão em grupo local. Portanto, para se obter resultados precisos, o uso do método AHP aliado à

combinação linear ponderada (CLP) requer uma atribuição adequada do peso do critério em SIG. Dentro desse contexto, visto que a CLP é um método compensatório, em que os valores de critérios mais altos podem compensar os valores de critérios de entrada baixos para um mesmo pixel, este aspecto pode representar um desafio em estudo dessa natureza.

A estimativa realizada de área necessária para recarga por bacias de infiltração, para as duas fontes hídricas, mostrou que em geral os valores de áreas estimadas estão dentro da quantidade de áreas identificadas no mapeamento de adequação para as classes alta e muito alta. Em outras palavras, isso denota que a disponibilidade dos dois recursos hídricos analisados pode ser destinada para as áreas com potencial de recarga sugeridas pelos modelos. Contudo, estudos complementares com maiores investigações das propriedades físicas do aquífero são importantes para uma melhor estimativa de área necessária para recarga.

Normalmente, é comum que o efluente de tratamento por lagoas de estabilização sofra um pós-tratamento antes da recarga no aquífero. No Brasil, a RGA não deve causar alteração na qualidade da água do aquífero, exceto para melhoria. Nesse sentido, levando em conta a qualidade da água do aquífero nos poços analisados, um pós-tratamento do efluente se faz necessário para atingir os valores de concentrações encontrados nos poços analisados neste estudo. Todavia, maiores investigações quanto à qualidade da água subterrânea na área são necessárias para conhecer melhor a qualidade da água subterrânea e, assim, definir possíveis níveis de pós-tratamento necessários.

Em geral, os mapas sugeridos pelos modelos GIS-MCDA são primordiais para os tomadores de decisão em recursos hídricos. Na prática, os mapas podem compor o plano de gestão de águas da bacia hidrográfica e, portanto, serem utilizados como uma das diretrizes de política e apoio a tomadores de decisão, o que pode melhorar a gestão das águas na área de estudo que é marcada pelo déficit hídrico. A partir desses mapas, análises hidrogeológicas para determinar com precisão o potencial da recarga podem ser realizadas. Assim, a metodologia de análise multicritério baseada em SIG apresentada neste estudo se mostrou uma ferramenta útil para o planejamento preliminar da RGA.

Muito embora os mapas de adequação sugeridos pelos modelos GIS-MCDA indiquem as áreas com potencial para RGA na área de estudo, a implementação de esquemas de RGA deve ser realizada com estudos mais aprofundados. Os resultados encontrados neste estudo são promissores quanto à potencialidade para RGA, entretanto, estudos complementares direcionados às aplicações futuras na área de estudo devem considerar as seguintes recomendações:

- O monitoramento quali-quantitativo da água do aquífero de forma contínua e abrangente na área de estudo é de suma importância, o que pode possibilitar a inclusão do critério de qualidade da água subterrânea nos modelos GIS-MCDA;
- A inclusão nos modelos GIS-MCDA de critérios relacionados com parâmetros hidrodinâmicos do aquífero (*e.g.*, transmissividade, condutividade hidráulica e rendimento do aquífero);
- O uso do Banco de dados de informações ambientais (BDiA) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE);
- A introdução de outras partes interessadas que são importantes no processo decisório, a saber: os representantes da agência de gestão das águas e da companhia de água e esgotos do Estado, além de representantes do comitê da bacia hidrográfica e agricultores;
- A utilização de parâmetros físicos experimentais do solo/aquífero da área de estudo para estimativa da área necessária para implementação das bacias de infiltração;
- Simulação do modelo GIS-MCDA para RGA com águas de efluentes tratados usando maiores distâncias e diferenças de elevações a partir da planta de tratamento;
- Simulação da recarga gerenciada de aquífero nas áreas que apresentaram potencial, usando um modelo de fluxo de água subterrânea.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ABEL, C.D.T.; SHARMA, S.K.; MERSHA, S.A.; KENNEDY, M.D. Influence of intermittent infiltration of primary effluent on removal of suspended solids, bulk organic matter, nitrogen and pathogens indicators in a simulated managed aquifer recharge system. **Ecological Engineering**, v. 64, p. 100-107, 2014.
- ABELS, A.; FREITAS, M.; PINNEKAMP, J.; RUSTEBERG, B. **BRAMAR PROJECT: Water Scarcity Mitigation in North-East Brazil**. BRAMAR Project. 2017. 151p.
- ADHIKARY, P.P.; DASH, C.J. Comparison of deterministic and stochastic methods to predict spatial variation of groundwater depth. **Applied Water Science**, v. 7, p. 339-348, 2017.
- AGUARÓN, J.; ESCOBAR, M.T.; MORENO-JIMÉNEZ, J.M. Reducing inconsistency measured by the geometric consistency index in the analytic hierarchy process. **European Journal Operational Research**, v. 288, n. 2, p. 576-583, 2021.
- AGUARÓN, J.; ESCOBAR, M.T.; MORENO-JIMÉNEZ, J.M. The precise consistency consensus matrix in a local AHP-group decision making context. **Annals Operations Research**, v. 245, p. 245-259, 2016.
- AGUARÓN, J.; ESCOBAR, M.T.; MORENO-JIMÉNEZ, J.M.; TURÓN, A. The Triads Geometric Consistency Index in AHP-Pairwise Comparison Matrices. **Mathematics**, n. 8, v. 926, 2020.
- AGUARÓN, J.; MORENO-JIMÉNEZ, J.M. The geometric consistency index: Approximated thresholds. **European Journal Operational Research**, v. 147, p. 137-145, 2003.
- AGUARÓN, J.; TERESA ESCOBAR, M.; MORENO-JIMÉNEZ, J.; TURÓN, A. AHP-Group Decision Making Based on Consistency. **Mathematics**, v. 7, n. 242, 2019.
- AHMADI, M.M.; MAHDAVIRAD, H.; BAKHTIARI, B. Multi-criteria analysis of site selection for groundwater recharge with treated municipal wastewater. **Water Science Technology**, v. 76, n. 4, p. 909-919, 2017.
- AISSI, H.; ROY, B. Robustness in Multi-criteria Decision Aiding. In: EHRGOTT, M.; FIGUEIRA, J.; GRECO, S. (Eds.) **Trends in Multiple Criteria Decision Analysis**. Springer, Boston, p. 87-121, 2010.
- ALAM, M.F.; PAVELIC, P.; SHARMA, N.; SIKKA, A. Managed Aquifer Recharge of Monsoon Runoff Using Village Ponds: Performance Assessment of a Pilot Trial in the Ramganga Basin, India. **Water**, v. 12, n. 1028, 2020.
- ALAM, S.; BORTHAKUR, A.; RAVI, S.; Gebremichael, M.; Mohanty, S.K. Managed aquifer recharge implementation criteria to achieve water sustainability. **Science of The Total Environment**, v. 768, p. 1-19, 2021.
- ALI, S.; TAWEEKUN, J.; TECHATO, K.; WAEWSAK, J.; GYAWALI, S. GIS based site suitability assessment for wind and solar farms in Songkhla, Thailand. **Renewable Energy**, v. 132, p. 1360-1372, 2019.

- ALMEIDA, C.N.; COELHO, V.H.R.; GALVÃO, C.O.; FERNANDES, L.A.; FILHO, G.M.R.; CAICEDO, N.L.; GADELHA, N.A.; BARBOSA, L.R.; GONÇALVES, E.N.; SCHIMMELPFENNIG, S.; WALTER, F.; RUSTEBERG, B. Cooperação e pesquisa entre Brasil e Alemanha - O estudo de Caso de João Pessoa do Projeto BRAMAR. *In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Anais [...]*. ABRH. 2017.
- ALMEIDA, E.P.C.; ZARONI, M.J.; SANTOS, H.G. **Neossolos Quartzarênicos**. Árvore do conhecimento – Solos tropicais. EMBRAPA. AGEITEC. 2019. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONT000gn230xo02wx5ok0liq1mqtarta66.html. Acesso: 20 jun. 2019.
- ALMEIDA, L. **Estudo da aplicabilidade de técnicas de recarga artificial de aquíferos para a sustentabilidade das águas termais da região de Caldas Novas-GO**. 2011. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2011.
- ALTHOFF, D.; RODRIGUES, L.N.; DA SILVA, D.D. Impacts of climate change on the evaporation and availability of water in small reservoirs in the Brazilian savannah. **Climatic Change**, v. 159, p. 215-232, 2020.
- ALTUZARRA, A., MORENO-JIMÉNEZ, J.M., SALVADOR, M. Consensus Building in AHP-Group Decision Making: A Bayesian Approach. **Operations Research**, v. 58, p. 1755-1773, 2010.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; DE MORAES GONÇALVES, J.L.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, S.A.F. DA S.; COELHO, V.H.R.; TSUYUGUCHI, B.B.; DE O. GALVÃO, C.; RÊGO, J.C.; ALMEIDA, C. DAS N.; ABELS, A.; PINNEKAMP, J.; RUFINO, I.A.A. Spatial multicriteria approach to support water resources management with multiple sources in semi-arid areas in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 297, n. 113399, 2021.
- ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020: informe anual**. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Brasília. 2020.
- ANANE, M.; SOUISSI, R.; FAÏDI, H.; MEHDAOUI, R.; GDOURA, K. PROMETHEE and Geospatial Analysis to Rank Suitable Sites for Grombalia Aquifer Recharge with Reclaimed Water. *In: ALLOUCHE, F.K.; NEGM, A. (Eds.). Environmental Remote Sensing and GIS in Tunisia*. Springer International Publishing, p. 95-114, 2021.
- ANDRADE FILHO, C.O. **Evolução tectono-sedimentar da porção central emersa da Bacia Paraíba, nordeste do Brasil**. Tese (Doutorado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.
- ANDRIENKO, G.; ANDRIENKO, N.; JANKOWSKI, P.; KEIM, D.; KRAAK, M. -J.; MACEACHREN, A.; WROBEL, S. Geovisual analytics for spatial decision support: Setting the research agenda. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 21, n. 8, p. 839-857, 2007.
- ASADABADI, M.R.; CHANG, E.; SABERI, M. Are MCDM methods useful? A critical review of Analytic Hierarchy Process (AHP) and Analytic Network Process (ANP).

- Cogent Engineering**, v. 6, n. 1, p. 1-11, 2019.
- AWAWDEH, M.; OBEIDAT, M., ZAITER, G. Groundwater vulnerability assessment in the vicinity of Ramtha wastewater treatment plant, North Jordan. **Applied Water Science**, v. 5, p. 321-334, 2015.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Water quality for agriculture. **Irrigation and Drainage Paper**, n. 29, Rev 1, FAO, Rome, 1985. 174p.
- BARBOSA, J.A.; NEUMANN, V.H.; FILHO, M.L.; SOUZA, E.M.; MORAES, M.A. Estratigrafia da faixa costeira Recife-Natal (Bacia da Paraíba e Plataforma de Natal), NE Brasil. **Estudos Geológicos**, v. 17, n. 3, p. 3-30, 2007.
- BARBOSA, L.R. **Groundwater recharge in tropical wet regions via GIS-based methods and Cosmic-Ray Neutron Sensing**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2020.
- BARBOSA, T.S.; BARBOSA, M.E.F. Aspectos geomorfológicos e mapeamento das unidades de relevo do município de João Pessoa, PB. **Geografia, Ensino e Pesquisa**, v. 20, n. 1, p. 143-155, 2016.
- BARRY, K.; VANDERZALM, J.; MIOTLINSKI, K.; DILLON, P. Assessing the Impact of Recycled Water Quality and Clogging on Infiltration Rates at A Pioneering Soil Aquifer Treatment (SAT) Site in Alice Springs, Northern Territory (NT), Australia. **Water**, v. 9, n. 179, 2017.
- BARZILAI, J.; GOLANY, B. Ahp Rank Reversal, Normalization And Aggregation Rules. **INFOR: Information Systems and Operational Research**, v. 32, n. 2, p. 57-64, 1994.
- BHOLE, G.P. Multi Criteria Decision Making (MCDM) Methods and its applications. **International Journal for Research**, v. 6, n. 5, p. 899–915, 2018.
- BHUIYAN, C. An approach towards site selection for water banking in unconfined aquifers through artificial recharge. **Journal of Hydrology**, v. 523, p. 465-474, 2015.
- BLAGOJEVIC, B.; SRDJEVIC, B.; SRDJEVIC, Z.; ZORANOVIC, T. Heuristic aggregation of individual judgments in AHP group decision making using simulated annealing algorithm. **Information Sciences**, v. 330, p. 260-273, 2016.
- BOMFIM, E.O.; GADELHA, C.L.M.; FILGUEIRA, H.J.A.; AMORIM, J.F.; AMORIM, D. DA S. Sustentabilidade Hidroambiental de nascentes na bacia hidrográfica do rio Gramame no estado da Paraíba, Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 3, p. 453–468, 2015.
- BONILLA VALVERDE, J.; BLANK, C.; ROIDT, M.; SCHNEIDER, L.; STEFAN, C. Application of a GIS Multi-Criteria Decision Analysis for the Identification of Intrinsic Suitable Sites in Costa Rica for the Application of Managed Aquifer Recharge (MAR) through Spreading Methods. **Water**, v. 8, n. 391, 2016.
- BONILLA VALVERDE, J.P.; STEFAN, C.; PALMA NAVA, A.; BERNARDO DA SILVA, E.; PIVARAL VIVAR, H.L. Inventory of managed aquifer recharge schemes in Latin America and the Caribbean. **Sustainable Water Resources Management**, v. 4, p. 163-178, 2018.

- BOROUGHAKI, S.; MALCZEWSKI, J. Using the fuzzy majority approach for GIS-based multicriteria group decision-making. **Computers & Geosciences**, v. 36, n. 3, p. 302-312, 2010.
- BOROUGHAKI, S.; MALCZEWSKI, J. Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in ArcGIS. **Computers & Geosciences**, v. 34, n. 4, p. 399-410, 2008.
- BOUWER, H. Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. **Hydrogeology Journal**, v. 10, p. 121-142, 2002.
- BOUWER, H. **Groundwater Hydrology**. McGraw-Hill Book, New York. 1978.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017**. 2017
- BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 153, de 17 de dezembro de 2013**. Diário Oficial da União, Brasília, 9 de jan. 2014, n. 65, Seção 1, p. 125, 2013.
- BRASIL. **Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012**. Diário Oficial da União, Brasília, 28 de mai. 2012, Seção 1, p. 1, 2012.
- BRASIL. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Diário Oficial da União, Brasília, 16 de mai. 2011, p. 89, 2011.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 396 de 3 de abril de 2008**. Diário Oficial da União, Brasília, 7 de abr. 2008, n. 66, Seção 1, p. 64-68, 2008a.
- BRASIL. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). **Topodata**: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Mapa Índice TOPODATA. São José dos Campos. 2008b.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005, n. 053, p. 58-63, 2005.
- BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Diário Oficial da União, Brasília, 9 de jan. 1997. Seção 1, p. 470, 1997.
- BRITO, L.T.L.; SILVA, A.S.; MACIEL, J.L.; MONTEIRO, M.A.R. **Barragem subterrânea I: construção e manejo**. Boletim de Pesquisa. ed. EMBRAPA-CPATSA, Petrolina, PE, 1989.
- BRYSON, N. Group decision-making and the analytic hierarchy process: Exploring the consensus-relevant information content. **Computer & Operations Research**, v. 23, n. 1, p. 27-35, 1996.
- BURTE, J.D.P.; COUDRAIN, A.; MARLET, S. Use of water from small alluvial aquifers for irrigation in semi-arid regions. *Revista de Ciência Agronômica*, v. 42, n. 3, p. 635-643, 2011.
- CADAMURO, A. L. M.; CAMPOS, J. E. G. Recarga Artificial de Aquíferos Fraturados no Distrito Federal: Uma Ferramenta para a Gestão dos Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 35, n. 1, p. 89-98, 2005.
- CAGEPA. **Laudo mensal dos ensaios físico-químicos e Bacteriológico**. Ofício nº 062/2019/DOM. Companhia de Água e Esgotos da Paraíba, 2019.

- CAGEPA. **Laudo mensal dos ensaios físico-químicos e Bacteriológico**. Ofício nº 028/2018/DOM. Companhia de Água e Esgotos da Paraíba, 2018.
- CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.M. V.; FUCKS, S.D.; CARVALHO, M.S. Análise espacial e geoprocessamento. *In*: FUCKS, S.D.; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.V.M. (Eds.). **Análise Espacial de Dados Geográficos**. EMBRAPA, Brasília. 2004.
- CASANOVA, J.; DEVAU, N.; PETTENATI, M. Managed Aquifer Recharge: An Overview of Issues and Options, *In*: JAKEMAN, A.J.; BARRETEAU, O.; HUNT, R.J.; RINAUDO, J.; ROSS, A. (Eds.) **Integrated Groundwater Management**. Springer International Publishing, Cham, p. 413-434, 2016.
- CARVALHO, A.L. DE.; MENEZES, R.S.C.; NÓBREGA, R.S.; PINTO, A. DE S.; OMETTO, J.P.H.B.; VON RANDOW, C.; GIAROLLA, A.,. Impact of climate changes on potential sugarcane yield in Pernambuco, northeastern region of Brazil. **Renewable Energy**, v. 78, p. 26-34, 2015.
- CDPH. **Regulations Related to Recycled Water**. California Department of Public Health - State Water Resources Control Board. 2018.
- CGWB. **Master Plan for Artificial Recharge to Groundwater in India - 2020**. Central Ground Water Board, Ministry Water Resources Governmnet of India. Disponível em: <http://cgwb.gov.in/Master Plan to GW Recharge 2020.pdf>. Acesso em: 12 de fev. 2021.
- CHA, W.; KIM, J.; CHOI, H. Evaluation of steel slag for organic and inorganic removals in soil aquifer treatment. **Water Research**, v. 40, n. 5, p. 1034-1042, 2006.
- CHAUDHARY, P.; CHHETRI, S.K.; JOSHI, K.M.; SHRESTHA, B.M.; KAYASTHA, P. Application of an Analytic Hierarchy Process (AHP) in the GIS interface for suitable fire site selection: A case study from Kathmandu Metropolitan City, Nepal. **Socio-Economic Planning Sciences**, v. 53, p. 60-71, 2016.
- CHEN, H., WOOD, M.D., LINSTEAD, C., MALTBY, E. Uncertainty analysis in a GIS-based multi-criteria analysis tool for river catchment management. **Environmental Modelling & Software**, v. 26, n. 4, p. 395-405, 2011.
- CHEN, Y.; YU, J.; KHAN, S. The spatial framework for weight sensitivity analysis in AHP-based multi-criteria decision making. **Environmental Modelling & Software** v. 48, p. 129-140, 2013.
- CHEN, Y.; YU, J.; KHAN, S. Spatial sensitivity analysis of multi-criteria weights in GIS-based land suitability evaluation. **Environmental Modelling & Software**, v. 25, p. 1582-1591, 2010.
- CHOO, E.U.; SCHONER, B.; WEDLEY, W.C. Interpretation of criteria weights in multicriteria decision making. **Computers & Industrial Engineering**, v. 37, n. 3, p. 527-541, 1999.
- CHOWDHURY, A.; JHA, M.K.; CHOWDARY, V.M. Delineation of groundwater recharge zones and identification of artificial recharge sites in West Medinipur district, West Bengal, using RS, GIS and MCDM techniques. **Environmental Earth Sciences**, v. 59, p. 1209-1222, 2010.
- CHRISTY, R.M.; LAKSHMANAN, E. Percolation pond as a method of managed aquifer

- recharge in a coastal saline aquifer: A case study on the criteria for site selection and its impacts. **Journal of Earth System Science**, v. 126, n. 66, 2017.
- CLARK, J.; MORRISSEY, S.; DADAKIS, J.; HUTCHINSON, A.; HERNDON, R. Investigation of Groundwater Flow Variations near a Recharge Pond with Repeat Deliberate Tracer Experiments. **Water**, v. 6, p. 1826-1839. 2014
- COELHO, V.; ALMEIDA, C.; SILANS, A. Análise da Flutuação do Nível D' água para Estimativa da Recarga Subterrânea da Bacia Representativa do Rio Gramame no Nordeste Brasileiro. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 2, p. 241-252, 2012.
- COELHO, V.H.R.; MONTENEGRO, S.; ALMEIDA, C.N.; SILVA, B.B.; OLIVEIRA, L.M.; GUSMÃO, A.C. V.; FREITAS, E.S.; MONTENEGRO, A.A.A. Alluvial groundwater recharge estimation in semi-arid environment using remotely sensed data. *Journal Hydrology*, v. 548, p. 1-15, 2017.
- COLACECI, F.; MINCIARDI, R.; LOMBARDO, C.; ROBBA, M.; SACILE, R. Filling the Information Gap between Water Systems and Decision Makers in the Sustainable Development of a Territor. *In: MEIRE, P.; COENEN, M.; LOMBARDO, C.; ROBBA, M.; SACILE, R. (Eds.). Integrated Water Management*. Springer Netherlands, Dordrecht, p. 11-21, 2008.
- CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar**. v. 1, n. 1, (2013-). Brasília: CONAB, 2021. 62p.
- COSTA, D.C.; CIRILO, J.A.; MAIA, A.Z.; SOBRINHO, O.P. Barragem subterrânea: uma forma eficiente de conviver com a seca. *In: X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Anais [...]*. 1998.
- COSTA, W.D.C.; ALBUQUERQUE, J.P.T.; BRANCO, R.L.C.; MARANHÃO, C.M.L.; GOLDFABER, M. **Estudos de caracterização e verificação da disponibilidade hídrica da vertente litorânea do Estado da Paraíba**. Estudos Hidrogeológicos. Relatório Final. Tomo I. Ministério da Integração Nacional. 2007.
- COUTINHO, J.V.; ALMEIDA, C. DAS N.; SILVA, E.B. DA.; STEFAN, C.; ATHAYDE JÚNIOR, G.B.; GADELHA, C.L.M.; WALTER, F. Managed aquifer recharge: study of undisturbed soil column tests on the infiltration and treatment capacity using effluent of wastewater stabilization pond. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 23, p. 1-9. 2018.
- COWEN, D.J. GIS versus CAD versus DBMS: what are the differences? *Photogramm. Eng. Remote Sensing*, v. 54, p. 1551-1555. 1988.
- CRAWFORD, G.; WILLIAMS, C. A note on the analysis of subjective judgment matrices. **Journal Mathematical Psychology**, v. 29, n. 4, p. 387-405, 1985.
- CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J.; BASTIAN, R.K.; REED, S.C. **Natural Wastewater Treatment Systems**. 2 ed. IWA and CRC Press/Taylor & Francis. 2006.
- CROSSLAND, M.D. Spatial Decision Support System, *In: Encyclopedia of GIS*. Springer US, Boston, MA, p. 1095-1095, 2008.
- CRUZ-AYALA, M.B.; MEGDAL, S.B. An Overview of Managed Aquifer Recharge in

- Mexico and Its Legal Framework. **Water**, v. 12, n. 474, 2020.
- CSATÓ, L. A characterization of the Logarithmic Least Squares Method. **European Journal Operational Research**, v. 276, n. 1, p. 212-216, 2019.
- CSATÓ, L. Characterization of the Row Geometric Mean Ranking with a Group Consensus Axiom. **Group Decision and Negotiation**, n. 27, p. 1011-1027, 2018.
- DAVID, R.; PYNE, G. **Groundwater Recharge and Wells**. CRC Press. 1995.
- DAVOODI, A. On Inconsistency of a Pairwise Comparison Matrix. **International Journal of Industrial Mathematics**, v. 1, n. 4, p. 343-350, 2009.
- DE OLIVEIRA LIMA, A.; DA SILVA DIAS, N.; DOS SANTOS FERNANDES, C.; FILHO, F.P.L.; RIVERA, R.C.; DE SOUSA, Y.L.E.G.; OLIVEIRA, L.L. DE P.; SARMENTO, J.D.A.; DE SOUZA LEMOS NETO, H. Concentration of Traces Metals in Underground Dams in the Semi-Arid of the Rio Grande do Norte State, Brazil: Case Study of the Sub-Basin of the Cobras River. **Water, Air & Soil Pollut**, v. 231, n. 178, 2020.
- DELGADO, M.G.; SENDRA, J.B. Sensitivity Analysis in Multicriteria Spatial Decision-Making: A Review. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 10, n. 6, p. 1173-1187, 2004.
- DENSHAM, P.J.; GOODCHILD, M.F. Spatial decision support systems: a research agenda. **Computer Science**, p. 707-716, 1989.
- DIAS, H.B.; SENTELHAS, P.C. Sugarcane yield gap analysis in Brazil – A multi-model approach for determining magnitudes and causes. **Science of The Total Environmental**, v. 637-638, p. 1127-1136, 2018.
- DIAZ-BALTEIRO, L.; GONZÁLEZ-PACHÓN, J.; ROMERO, C. Measuring systems sustainability with multi-criteria methods: A critical review. **European Journal Operational Research**, v. 258, n. 2, p. 607-616, 2017.
- DILLON, P. Future management of aquifer recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 13, p. 313-316, 2005.
- DILLON, P.; PAGE, D.; VANDERZALM, J.; TOZE, S.; SIMMONS, C.; HOSE, G.; MARTIN, R.; JOHNSTON, K.; HIGGINSON, S.; MORRIS, R. Lessons from 10 Years of Experience with Australia's Risk-Based Guidelines for Managed Aquifer Recharge. **Water**, v. 12, n. 537, 2020.
- DILLON, P.; PAVELIC, P.; PALMA NAVA, A.; WEIPING, W. Advances in multi-stage planning and implementing managed aquifer recharge for integrated water management. **Sustainable Water Resources Management**, v. 4, p. 145-151, 2018.
- DILLON, P.; PAVELIC, P.; TOZE, S.; RINCK-PFEIFFER, S.; MARTIN, R.; KNAPTON, A.; PIDSLEY, D. Role of aquifer storage in water reuse. **Desalination**, v. 188, n.1-3, p. 123-134. 2006.
- DILLON, P.; STUYFZAND, P.; GRISCHEK, T.; LLURIA, M.; PYNE, R.D.G.; JAIN, R.C.; BEAR, J.; SCHWARZ, J.; WANG, W.; FERNANDEZ, E.; STEFAN, C.; PETTENATI, M.; VAN DER GUN, J.; SPRENGER, C.; MASSMANN, G.; SCANLON, B.R.; XANKE, J.; JOKELA, P.; ZHENG, Y.; ROSSETTO, R.; SHAMRUKH, M.; PAVELIC,

- P.; MURRAY, E.; ROSS, A.; BONILLA VALVERDE, J.P.; PALMA NAVA, A.; ANSEMS, N.; POSAVEC, K.; HA, K.; MARTIN, R.; SAPIANO, M. Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. **Hydrogeology Journal**, v. 27, p. 1-30, 2019.
- DILLON, P.; VANDERZALM, J.; SIDHU, J.; PAGE, D.; CHADHA, D. A Water Quality **Guide to Managed Aquifer Recharge in India**. CSIRO L. Water UNESCO Rep. AusAID PSLP Proj. ROU 14476. 2014. Disponível em: <https://recharge.iah.org/files/2016/11/A-Water-Quality-Guide-to-MAR-in-India-2014.pdf>. Acesso em: 11 de fev. 2021.
- DILLON, P.J.; PAVELIC, P.; PAGE, D.; BERINGEN, H.; WARD, J. **Managed Aquifer Recharge: An Introduction**. Waterlines. ed. Australian Government - National Water Commission. 2009.
- DINIZ, H.N.; TINOCO, M.P.; MONTEIRO, J.L. Recarga artificial por meio de poço tabular profundo, no município de Taubaté, SP. In: XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. **Anais [...]**. p. 1-20. 2008.
- DOMINGUEZ, J.M.L.; NEVES, S.M.; DA SILVA PINTO BITTENCOURT, A.C. Sandy Beaches of the State of Paraíba: The Importance of Geological Heritage. **Brazilian Beach Systems**, v. 17, p. 231-250, 2016.
- DONG, Y.; ZHANG, G.; HONG, W.C.; XU, Y. Consensus models for AHP group decision making under row geometric mean prioritization method. **Decision Support Systems**, v. 49, n. 3, p. 281-289, 2010.
- EASTMAN, J.R. **IDRISI Kilimanjaro**: guide to GIS and image processing. Clark University. 2003.
- EISSA, A. **Spatial Decision Support System for Infrastructure Resource allocation**. University of Twente, Enschede, The Netherlands. 2013.
- EL-RAWY, M.; AL-MAKTOUMI, A.; ZEKRI, S.; ABDALLA, O.; AL-ABRI, R. Hydrological and economic feasibility of mitigating a stressed coastal aquifer using managed aquifer recharge: a case study of Jamma aquifer, Oman. **Journal of Arid Land**, n. 11, p. 148-159, 2019.
- EL GADI, M.S.M.; BROOKFIELD, M.E.. Open carbonate ramp facies, microfacies and paleoenvironments of the Gramame Formation (Maastrichtian), Pernambuco-Paraíba Basin, Northeastern Brazil. **Journal South American Earth Sciences**, v. 12, n. 4, p. 411-433, 1999.
- ELKAYAM, R.; MICHAIL, M.; MIENIS, O.; KRAITZER, T.; TAL, N.; LEV, O. Soil Aquifer Treatment as Disinfection Unit. **Journal of Environmental Engineering**, v. 141, n. 12, 2015.
- EMROUZNEJAD, A.; MARRA, M. The state of the art development of AHP (1979–2017): a literature review with a social network analysis. **International Journal of Production Research**, v. 55, n. 22, p. 6653-6675, 2017.
- ESCOBAR, M.T.; AGUARÓN, J.; MORENO-JIMÉNEZ, J.M. A note on AHP group consistency for the row geometric mean prioritization procedure. **European Journal Operational Research**, v. 153, n. 2, p. 318-322, 2004.

- FATHI, S.; HAGEN, J.S.; HAIDARI, A.H. Synthesizing existing frameworks to identify the potential for Managed Aquifer Recharge in a karstic and semi-arid region using GIS Multi Criteria Decision Analysis. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 11, 2020.
- FDEP. Florida Department of Environmental Protection. **Reuse of Reclaimed Water and Land Application** (Chapter 62–610, F.A.C.). 1999.
- FERNANDES, L.A. **Aplicação do método WTF para estimativa da recarga do aquífero livre da região da bacia do rio Gramame e do baixo curso do rio Paraíba-PB**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa. 2017.
- FIGUEIREDO, R.F.R. DE.; PEREIRA, S.V. Avaliação da qualidade da água em poços de abastecimento de hotéis de Ipojuca/PE. **Natural. Resources**, v. 10, n. 1, p. 17-26, 2020.
- FORMAN, E.; PENIWATI, K... Aggregating individual judgments and priorities with the analytic hierarchy process. **European Journal Operational Research**, v. 108, n. 1, p. 165-169. 1998.
- FOX, P. **Soil aquifer treatment for sustainable water reuse**. American Water Works Association. 2001.
- FRANCISCO, P.R.M.; Santos, D. **Climatologia do Estado da Paraíba**. 1 ed. EDUEFCG: Campina Grande. 2017.
- FREITAS, A.H.A.; MAGRINI, A. Multi-criteria decision-making to support sustainable water management in a mining complex in Brazil. **Journal Clean Production**, v. 47, p. 118-128, 2013.
- FREITAS, D.A.; CABRAL, J. J. D. S. P.; JANAÍNA, F.; ROCHA, S.; PAIVA, A.L.R.; ALBUQUERQUE, T.B. V.; CARVALHO FILHO, J.A.A. Uso da técnica de filtração em margem no rio Beberibe-PE para remoção de microrganismos patogênicos. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Anais [...]**. ABRH. 2013.
- FUENTES, I.; VERVOORT, R.W. Site suitability and water availability for a managed aquifer recharge project in the Namoi basin, Australia. **Journal of Hydrology Regional Studies**, v. 27, 2020.
- FURRIER, M.; ARAÚJO, M.E. DE.; MENESES, L.F. DE. Geomorfologia e tectônica da Formação Barreiras no Estado da Paraíba. **Geologia USP. Série Científica**, v. 6, n. 2, p. 61-70, 2006.
- FURRIER, M.; ARAÚJO, M.E.; MENESES, L.F. Geomorfologia e tectônica dos Tabuleiros Litorâneos no norte do estado da paraíba. In: VI Simpósio Nacional de Geomorfologia. Conference of Geomorphology. **Anais [...]**. p 1–6, 2006.
- FURRIER, M.F.; NÓBREGA, W.R.; SOUZA, A.D.S. Análise morfométrica e morfotectônica do Gráben do rio Mamanguape e adjacências, borda oriental do Estado da Paraíba, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 28, p. 25-38, 2015.
- GANOT, Y.; DAHLKE, H.E. A model for estimating Ag-MAR flooding duration based on crop tolerance, root depth, and soil texture data. **Agricultural Water Management**, v. 255, 2021.

- GARDUÑO, H.; FOSTER, S. **Sustainable Groundwater Irrigation**. World Bank. p. 1-40, 2010.
- GARFÌ, M.; FERRER-MARTÍ, L.; BONOLI, A.; TONDELLI, S. Multi-criteria analysis for improving strategic environmental assessment of water programmes. A case study in semi-arid region of Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 3, p. 665-675, 2011.
- GATHONGO, N.; TRAN, L. Assessing social vulnerability of villages in Mt. Kasigau area, Kenya, using the analytical hierarchy process. **GeoJournal**, v. 85, p. 995-1007, 2020.
- GAUR, S.; CHAHAR, B.R.; GRAILLOT, D. Combined use of groundwater modeling and potential zone analysis for management of groundwater. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 13, n. 1, 2011.
- GDOURA, K.; ANANE, M.; JELLALI, S. Geospatial and AHP-multicriteria analyses to locate and rank suitable sites for groundwater recharge with reclaimed water. **Resources Conservation Recycling**, v. 104, p. 19-30, 2015.
- GHASEMIZADE, M.; ASANTE, K.O.; PETERSEN, C.; KOCIS, T.; DAHLKE, H.E.; HARTER, T. An Integrated Approach Toward Sustainability via Groundwater Banking in the Southern Central Valley, California. **Water Resources Research**, v. 55, n. 4, p. 2742-2759, 2019.
- GHAYOUMIAN, J.; MOHSENI SARAVI, M.; FEIZNIA, S.; NOURI, B.; MALEKIAN, A. Application of GIS techniques to determine areas most suitable for artificial groundwater recharge in a coastal aquifer in southern Iran. **Journal of Asian Earth Sciences**, v. 30, n. 2, p. 364-374, 2007.
- GIAMALAKI, M.; TSOUTSOS, T. Sustainable siting of solar power installations in Mediterranean using a GIS/AHP approach. **Renewable Energy**, v. 141, p. 64-75, 2019.
- GILABERT-ALARCÓN, C.; SALGADO-MÉNDEZ, S.; DAESSLÉ, L.; MENDOZA-ESPINOSA, L.; VILLADA-CANELA, M. Regulatory Challenges for the Use of Reclaimed Water in Mexico: A Case Study in Baja California. **Water**, v. 10, n. 1432, 2018.
- GONÇALVES, J.A.C.; PEREIRA, P.H.R.; VIEIRA, E.M. Evaluation of the groundwater recharge potential using GIS multi-criteria data analysis: a case study from district of Itabira, Minas Gerais, southeastern Brazil. **Ciência e Natureza**, v. 42, 2020.
- GONZALEZ, D.; DILLON, P.; PAGE, D.; VANDERZALM, J. The Potential for Water Banking in Australia's Murray–Darling Basin to Increase Drought Resilience. **Water**, v. 12, n. 2936, 2020.
- GORSEVSKI, P. V.; CATHCART, S.C.; MIRZAEI, G.; JAMALI, M.M.; YE, X.; GOMEZDEL CAMPO, E. A group-based spatial decision support system for wind farm site selection in Northwest Ohio. **Energy Policy**, v. 55, p. 374-385, 2013.
- GREENE, R.; DEVILLERS, R.; LUTHER, J.E.; EDDY, B.G. GIS-Based Multiple-Criteria Decision Analysis. **Geography Compass**, v. 5, n. 6, p. 412-432, 2011.
- GRINSHPAN, M.; FURMAN, A.; DAHLKE, H. E.; RAVEH, E.; WEISBROD, N. From managed aquifer recharge to soil aquifer treatment on agricultural soils: Concepts and

- challenges. **Agricultural Water Management**, v. 255, 2021.
- GRÜNHEID, S.; AMY, G.; JEKEL, M. Removal of bulk dissolved organic carbon (DOC) and trace organic compounds by bank filtration and artificial recharge. **Water Research**, v. 39, n. 14, p. 3219-3228, 2005.
- HABIBIE, M.I.; NOGUCHI, R.; SHUSUKE, M.; AHAMED, T. Land suitability analysis for maize production in Indonesia using satellite remote sensing and GIS-based multicriteria decision support system. **GeoJournal**, v. 86, p. 777-807, 2021.
- HAJKOWICZ, S.; COLLINS, K. A Review of Multiple Criteria Analysis for Water Resource Planning and Management. **Water Resources Management**, v. 21, p. 1553-1566, 2007.
- HELLAUER, K.; KARAKURT, S.; SPERLICH, A.; BURKE, V.; MASSMANN, G.; HÜBNER, U.; DREWES, J.E. Establishing sequential managed aquifer recharge technology (SMART) for enhanced removal of trace organic chemicals: Experiences from field studies in Berlin, Germany. **Journal Hydrology**, v. 563, p. 1161-1168, 2018.
- HERMES, N.; JEWELL, K.S.; SCHULZ, M.; MÜLLER, J.; HÜBNER, U.; WICK, A.; DREWES, J.E.; TERNES, T.A. Elucidation of removal processes in sequential biofiltration (SBF) and soil aquifer treatment (SAT) by analysis of a broad range of trace organic chemicals (TOrcs) and their transformation products (TPs). **Water Research**, v. 163, 2019.
- HERZBERG, R.; PHAM, T.G.; KAPPAS, M.; WYSS, D.; TRAN, C.T.M. Multi-Criteria Decision Analysis for the Land Evaluation of Potential Agricultural Land Use Types in a Hilly Area of Central Vietnam. **Land**, v. 8, n. 90, 2019
- HESPANHOL, I. Reúso potável direto e o desafio dos poluentes emergentes. **Revista USP**, n. 79, 2015a.
- HESPANHOL, I. A inexorabilidade do reúso potável direto. **Revista DAE**, p. 63-82. 2015b.
- HESPANHOL, I. Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 131-158, 2008.
- HESPANHOL, I. Recarga artificial de aquíferos. **Revista da Fundação de Apoio à Tecnologia FAT**, v. 33, p. 25-29, 2006.
- HESPANHOL, I. Potencial de Reuso de Água no Brasil Agricultura, Industria, Municípios, Recarga de Aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 4, p. 75-95, 2002.
- HÖFER, T.; SUNAK, Y.; SIDDIQUE, H.; MADLENER, R. Wind farm siting using a spatial Analytic Hierarchy Process approach: A case study of the Städteregion Aachen. **Applied Energy**, v. 163, p. 222-243, 2016.
- HOPKINS, L.D.; ARMSTRONG, M.P. **Analytic and cartographic data storage**: a two-tiered approach to spatial decision support systems. Proc. Auto-Carto 7. Digit. Represent. Spat. knowledge, Washington, DC, 1985, (ASP/ACSM, Falls Church, VA).
- HUANG, I.B.; KEISLER, J.; LINKOV, I. Multi-criteria decision analysis in environmental sciences: Ten years of applications and trends. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 19, p. 3578-3594, 2011.

- HUMBERTO, H.A.M.; RAÚL, C.C.; LORENZO, V.V.; JORGE, R.H. Aquifer recharge with treated municipal wastewater: long-term experience at San Luis Río Colorado, Sonora. **Sustainable Water Resources Management**, v. 4, p. 251-260, 2018.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico - População estimada [2020]**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/panorama>>. Acesso em: 27 de julho de 2020.
- IDELOVITCH, E.; MEDY, M. Soil-Aquifer Treatment: A New Approach to an Old Method of Wastewater Reuse. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 56, n. 8, p. 936-943, 1984.
- ISHIZAKA, A.; LABIB, A. Analytic Hierarchy Process and Expert Choice: Benefits and limitations. **OR Insight**, v. 22, n. 4, p. 201-220, 2009.
- ISHIZAKA, A.; NEMERY, P. **Multi-Criteria Decision Analysis, Multi-Criteria Decision Analysis: Methods and Software**. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK. 2013
- IVANCO, M.; HOU, G.; MICHAELI, J. Sensitivity analysis method to address user disparities in the analytic hierarchy process. **Expert Systems Applications**, v. 90, p. 111-126, 2017.
- JANKOWSKI, P.; NYERGES, T.L.; SMITH, A.; MOORE, T.J.; HORVATH, E. Spatial group choice: a SDSS tool for collaborative spatial decision making. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 11, n. 6, p. 577-602, 1997.
- JANKOWSKI, P.; ROBISCHON, S.; TUTHILL, D.; NYERGES, T.; RAMSEY, K. Design Considerations and Evaluation of a Collaborative, Spatio-Temporal Decision Support System. **Transactions in GIS**, v. 10, n. 3, p. 335-354, 2006.
- JELOKHANI-NIARAKI, M., MALCZEWSKI, J. A group multicriteria spatial decision support system for parking site selection problem: A case study. **Land use policy**, v. 42, p. 492-508, 2015.
- JOKELA, P.; ESKOLA, T.; HEINONEN, T.; TANTTU, U.; TYRVÄINEN, J.; ARTIMO, A. Raw Water Quality and Pretreatment in Managed Aquifer Recharge for Drinking Water Production in Finland. **Water**, v. 9, n. 138, 2017.
- KALLALI, H.; ANANE, M.; JELLALI, S.; TARHOUNI, J. GIS-based multi-criteria analysis for potential wastewater aquifer recharge sites. **Desalination**, v. 215, n. 1-3, p. 111-119, 2007.
- KALLALI, H.; YOSHIDA, M.; TARHOUNI, J.; JEDIDI, N. Generalization and formalization of the USEPA procedure for design of treated wastewater aquifer recharge basins: I. Theoretical development. **Water Science & Technology**, v. 67, n. 1, p. 131-138, 2013.
- KARAKUŞ, C.B. Evaluation of groundwater quality in Sivas province (Turkey) using water quality index and GIS-based analytic hierarchy process. **International Journal of Environmental Health Research**, v. 29, n. 5, p. 500-519, 2019.
- KAZAKIS, N. Delineation of Suitable Zones for the Application of Managed Aquifer Recharge (MAR) in Coastal Aquifers Using Quantitative Parameters and the Analytical Hierarchy Process. **Water**, v.10, n. 804, 2018.

- KEENAN, P.B.; JANKOWSKI, P. Spatial Decision Support Systems: Three decades on. **Decision Support Systems**, v. 116, p. 64-76, 2019.
- KEMP, K. **Encyclopedia of Geographic Information Science**. SAGE Publications, Inc., 2455 Teller Road, Thousand Oaks California 91320 United States. 2008.
- KOURAKOS, G.; DAHLKE, H.E.; HARTER, T. Increasing Groundwater Availability and Seasonal Base Flow Through Agricultural Managed Aquifer Recharge in an Irrigated Basin. **Water Resources Research**, v. 55, n. 9, p. 7464-7492, 2019.
- KUMAR, T.; GAUTAM, A.K.; JHARIYA, D.C. Multi-criteria decision analysis for planning and management of groundwater resources in Balod District, India. **Enviromental Earth Sciences**, v. 75, n. 649, 2016.
- KUSTER, M.; DÍAZ-CRUZ, S.; ROSELL, M.; LÓPEZ DE ALDA, M.; BARCELÓ, D.. Fate of selected pesticides, estrogens, progestogens and volatile organic compounds during artificial aquifer recharge using surface waters. **Chemosphere**, v. 79, n. 8, p. 880-886, 2010.
- LAARIBI, A.; CHEVALLIER, J.J.; MARTEL, J.M. A spatial decision aid: A multicriterion evaluation approach. **Computers, Environmental and Urban Systems**, v. 20, n. 6, p. 351-366, 1996.
- LAVOR, L.F. DE.; LIMA, V.F. DE.; ARAÚJO, M.E. DE.; NEUMANN, V.H. DE M.L. Geomorfologia da porção terminal do baixo curso do rio Paraíba do Norte-PB. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 6, n. 2, p. 112-125, 2020.
- LIAN, J.; LUO, Z.; JIN, M. Transport and fate of bacteria in SAT system recharged with recycling water. Int. Biodeterior. **Biodegradation**, v. 76, p. 98-101, 2013.
- LIN, Y. F.; WANG, J.; VALOCCHI, A.J. **PRO-GRADE: GIS Toolkits for Ground Water Recharge and Discharge Estimation**. **Ground Water**, v. 47, p. 122-128, 2009.
- LINDROOS, A.; KITUNEN, V.; DEROME, J.; HELMISSARI, H. Changes in dissolved organic carbon during artificial recharge of groundwater in a forested esker in Southern Finland. **Water Research**, v. 36, n. 20, p. 4951-4958, 2002.
- LINHARES, F.M.; ALMEIDA, C. DAS N.; B. PASSERAT DE SILANS, A.M.; COELHO, V.H.R. Avaliação da vulnerabilidade e do risco à contaminação das águas subterrâneas da bacia hidrográfica do rio Gramame (PB). **Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 1, p. 139-157, 2014.
- LONGLEY, P.A.; CHESHIRE, J.A. Geographical information systems. In: KENT, A.J.; VUJAKOVIC, P. (Eds.). **The Routledge Handbook of Mapping and Cartography**. Routledge, New York, p. 594. 2017.
- LONGLEY, P.A.; GOODCHILD, M.F.; MAGUIRE, D.J.; RHIND, D.W. **Geographic information science and systems**. John Wiley & Sons. 2015.
- LOUCKS, D.P.; VAN BEEK, E.; STEDINGER, J.R.; DIJKMAN, J.P.M.; VILLARS, M.T. Model sensitivity and uncertainty analysis. In: **Water Resources Systems Planning and Management: An Introduction to Methods, Models and Applications**. UNESCO, p. 255-290. 2005.

- MABESOONE, J.M.; TINOCO, I.M.; COUTINHO, P.N. The mesozoic-tertiary boundary in northeastern Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 4, n. 3, p. 161-185, 1968.
- MACHARIS, C.; SPRINGAEL, J.; DE BRUCKER, K.; VERBEKE, A. PROMETHEE and AHP: The design of operational synergies in multicriteria analysis. **European Journal Operational Research**, v. 153, n. 2, p. 307-317, 2004.
- MADRUCCI, V.; TAIOLI, F.; DE ARAÚJO, C.C. Groundwater favorability map using GIS multicriteria data analysis on crystalline terrain, São Paulo State, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 357, n. 3, p. 153-173, 2008.
- MAHMOUD, S.H. Delineation of potential sites for groundwater recharge using a GIS-based decision support system. **Environmental Earth Sciences**, v. 72, n. 9, p. 3429-3442, 2014.
- MAHMOUDI, M.; AYDI, A.; IBRAHIM, H. Site selection for artificial recharge with treated wastewater with the integration of multi-criteria evaluation and ELECTRE III. **Environmental Science Pollution Research**, 2021.
- MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 20, n. 7, p. 703-726, 2006.
- MALCZEWSKI, J. On the Use of Weighted Linear Combination Method in GIS: Common and Best Practice Approaches. **Transactions in GIS**, v. 4, n. 1, p. 5-22, 2000.
- MALCZEWSKI, J. **GIS and multicriteria decision analysis**. John Wiley & Sons. 1999.
- MALCZEWSKI, J.; JANKOWSKI, P.. Emerging trends and research frontiers in spatial multicriteria analysis. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 34, n. 7, p. 1257-1282, 2020.
- MALCZEWSKI, J.; RINNER, C. **Multicriteria Decision Analysis in Geographic Information Science, Advances in Geographic Information Science**. Springer Berlin Heidelberg, 2015.
- MALIVA, R. Economics of Managed Aquifer Recharge. **Water**, v. 6, p. 1257-1279, 2014.
- MANSELL, J.; DREWES, J.E.; RAUCH, T. Removal mechanisms of endocrine disrupting compounds (steroids) during soil aquifer treatment. **Water Science & Technology**, v. 50, n. 2, p. 229-237, 2004.
- MARÉCHAL, J.C.; BOUZIT, M.; RINAUDO, J.D.; MOIROUX, F.; DESPRATS, J.F.; CABALLERO, Y. Mapping Economic Feasibility of Managed Aquifer Recharge. **Water**, v. 12, n. 680, 2020.
- MARINONI, O. Implementation of the analytical hierarchy process with VBA in ArcGIS. **Computers & Geosciences**, v. 30, n. 6, p. 637-646, 2004.
- MARQUES-PEREZ, I.; GUAITA-PRADAS, I.; GALLEGÓ, A.; SEGURA, B. Territorial planning for photovoltaic power plants using an outranking approach and GIS. **Journal of Cleaner Production**, v. 257, 2020.

- MARTEL, J.M. Multicriterion decision aid: methods and applications. **Annual Conference on Canadian Operational Research Society (CORS)**. 1999
- MARTINS, A.M.; FILGUEIRA, H.J.A.; AZEVEDO FILHO, A.C. DE; SILVA, T.C. DA; SILVA JÚNIOR, M.H. DA. Análise de não Homogeneidades de Séries de Vazão de Captações de Nascentes na Bacia Hidrográfica do Rio Gramame, PB, Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, p. 2896-2907, 2020.
- MATZENAUER, H. B. **Uma metodologia multicritério construtivista de avaliação de alternativas para o planejamento de recursos hídricos de bacias hidrográficas**. 2003. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.
- MEDEIROS, J.S.; CÂMARA, G.. GIS para estudos ambientais, in: Câmara, G., Davis, C., Monteiro, A.M. V (Eds.). **Introdução à Ciência Da Geoinformação**. INPE, São José dos Campos, p. 1-36. 2004
- MEGDAL, S.; DILLON, P. Policy and Economics of Managed Aquifer Recharge and Water Banking. **Water**, v. 7, p. 592-598, 2015.
- MEGDAL, S.B.; FORREST, A. How a Drought-Resilient Water Delivery System Rose Out of the Desert: The Case of Tucson Water. **Journal AWWA**, v. 107, n. 9, p. 46-52, 2015.
- MELO NETO, J.O.C.; CHAGAS, R.M.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. Delimitação de áreas potenciais de recarga subterrânea na bacia hidrográfica do Rio Siriri, Sergipe. **Scientia Plena**, v. 9, n. 7, p 1–10, 2013
- MIENIS, O.; ARYE, G. Long-term nitrogen behavior under treated wastewater infiltration basins in a soil-aquifer treatment (SAT) system. **Water Research**, v. 134, p. 192-199, 2018.
- MILLER, G.A. The magical number seven, plus or minus two: some limits on our capacity for processing information. **Psychological Review**, v. 63, n. 2, p. 81-97, 1956.
- MILLER, J.H.; ELA, W.P.; LANSEY, K.E.; CHIPELLO, P.L.; ARNOLD, R.G. Nitrogen Transformations during Soil–Aquifer Treatment of Wastewater Effluent—Oxygen Effects in Field Studies. **Journal Environmental Engineering**, v. 132, n. 10, p. 1298-1306, 2006.
- MONTE, F.P. **Análise comparativa da importância de vinte açudes na bacia de Sumé-PB com o emprego de métodos multicriterial e multidecisor**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande. 2013.
- MONTENEGRO, A.; SILVA, G.; CAVALCANTI, G.; MONTENEGRO, S. Aplicação e Modelagem da Recarga Artificial com Águas Pluviais para Recuperação Potenciométrica de Aquífero Costeiro na Planície do Recife-PE. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 3, p. 159-170, 2006.
- MORAIS, D.; ALMEIDA, A. Water supply system decision making using multicriteria analysis. **Water SA**, v. 32, n. 2, p. 229-236, 2007.
- MORALES, F.; DE VRIES, W.T. Establishment of Land Use Suitability Mapping Criteria Using Analytic Hierarchy Process (AHP) with Practitioners and Beneficiaries. **Land**, v.

10, n. 235, 2021

- MORENO-JIMÉNEZ, J.M.; AGUARÓN, J.; ESCOBAR, M.T. The Core of Consistency in AHP-Group Decision Making. **Group Decision Negotiation**, v. 17, p. 249-265, 2008
- MORENO-JIMÉNEZ, J.M.; VARGAS, L.G. Cognitive Multiple Criteria Decision Making and the Legacy of the Analytic Hierarchy Process. **Estudios de Economía Aplicada**, v. 36, p. 67-80, 2019.
- MORRISON, C.M.; BETANCOURT, W.Q.; QUINTANAR, D.R.; LOPEZ, G.U.; PEPPER, I.L.; GERBA, C.P. Potential indicators of virus transport and removal during soil aquifer treatment of treated wastewater effluent. **Water Research**, v. 177, 2020.
- MUGABE, F.T., HODNETT, M.G., SENZANJE, A. Opportunities for increasing productive water use from dam water: a case study from semi-arid Zimbabwe. **Agricultural Water Management**, v. 62, n. 2, p. 149-163, 2003.
- MUNIER, N.; HONTORIA, E. **Uses and Limitations of the AHP Method, Management for Professionals**. Springer International Publishing, Cham. 2021.
- NASIRI, H.; BOLOORANI, A.D.; SABOKBAR, H.A.F.; JAFARI, H.R.; HAMZEH, M.; RAFII, Y. Determining the most suitable areas for artificial groundwater recharge via an integrated PROMETHEE II-AHP method in GIS environment (case study: Garabayan Basin, Iran). **Environmental Monitoring Assessment**, v. 185, p. 707-718, 2013.
- NETO, M.B.O.; SILVA, M.S.L. **Gleissolos**. Árvore do conhecimento – Território Mata Sul Pernambucana. EMBRAPA. AGEITEC. 2019. Disponível em: www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7k02wx7ha087apz2kfhpkns.html. Acesso em: 20 de mai. 2019.
- NEVES, B.B. DE B.; ALBUQUERQUE, J. DO P.T.; COUTINHO, J.M.V.; BEZERRA, F.H.R.. Novos Dados Geológicos e Geofísicos para a Caracterização Geométrica e Estratigráfica da Sub-bacia de Alhandra (sudeste da Paraíba). **Geologia USP. Série Científica**, v. 9, n. 2, p. 63-87, 2009.
- NIINIKOSKI, P.; SARAPERÄ, S.; HENDRIKSSON, N.; KARHU, J.A. Geochemical and flow modelling as tools in monitoring managed aquifer recharge. **Applied Geochemistry**, v. 74, p. 33-43, 2016.
- NISWONGER, R.G.; MORWAY, E.D.; TRIANA, E.; HUNTINGTON, J.L. Managed aquifer recharge through off-season irrigation in agricultural regions. *Water Resources Research*, v. 53, n. 8, p. 6970-6992, 2017.
- NRMMC-EPHC-NHMRC. **Australian Guidelines for Water Recycling: Managing Health and Environmental Risks (Phase 2) Managed Aquifer Recharge**. National Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, and National Health and Medical Research Council, Australia. 2009
- NUNES, M. D. X. **Estudo da capacidade de infiltração em sistemas de recarga artificial de aquíferos contaminados no Distrito Federal**. 2017. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2017.
- NYERGES, T.L.; JANKOWSKI, P. **Regional and urban GIS: a decision support approach**.

Guilford Press, New York. 2009.

- O'GEEN, A.T.; SAAL, M.; DAHLKE, H.; DOLL, D.; ELKINS, R.; FULTON, A.; FOGG, G.; HARTER, T.; HOPMANS, J.W.; INGELS, C.; NIEDERHOLZER, F.; SOLIS, S.S.; VERDEGAAL, P.; WALKINSHAW, M. Soil suitability index identifies potential areas for groundwater banking on agricultural lands. **California Agriculture**, v. 69, n. 2, p. 75-84, 2015.
- OCHOA, F.L.; GÓES, A.M.; ROSSETTI, D. DE F.; SAWAKUCHI, A.O.; CASSINI, L.V.; COUTINHO, J.M.V. Discriminação dos depósitos cenozoicos da parte emersa da Bacia Paraíba (NE, Brasil) por meio de minerais pesados e granulometria. **Brazilian Journal Geology**, v. 43, n. 3, p. 555-570, 2013.
- OKPALA, W. O. **Recarga Gerenciada do Aquífero do Aeroporto Internacional Governador André Franco Montoro, Guarulhos/SP: Estudo Piloto do Sistema Solo-Aquífero**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- ORTUÑO, M.T. Multi-criteria Decision Analysis (MCDA). *In: Encyclopedia of Sciences and Religions*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 1376–1376, 2013.
- OSSADNIK, W.; SCHINKE, S.; KASPAR, R.H. Group Aggregation Techniques for Analytic Hierarchy Process and Analytic Network Process: A Comparative Analysis. **Group Decision Negotiation**, v. 25, p. 421-457, 2016.
- ÖZKAN, B.; ÖZCEYLAN, E.; SARIÇİÇEK, İ. GIS-based MCDM modeling for landfill site suitability analysis: A comprehensive review of the literature. **Environmental Science Pollution Research**, v. 26, p. 30711-30730, 2019.
- PAGANO, A.; GIORDANO, R.; VURRO, M. A Decision Support System Based on AHP for Ranking Strategies to Manage Emergencies on Drinking Water Supply Systems. **Water Resources Management**, v. 35, 613–628, 2021.
- PAGE, D.; GONZALEZ, D.; BENNISON, G.; BURRULL, C.; CLARO, E.; JARA, M.; VALENZUELA, G. Progress in the development of risk-based guidelines to support managed aquifer recharge for agriculture in Chile. **Water Cycle**, v. 1, p. 136–145, 2020.
- PARAÍBA. **Lei nº 6.308 de 02 de julho de 1996**. Diário Oficial do Estado, João Pessoa, 3 de jul. 1996.
- PARAÍBA. **Lei nº 10.033 de 3 de julho de 2013**. Diário Oficial do Estado, João Pessoa, 3 de jul. 2013.
- PARAÍBA. **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Gramame**. João Pessoa. 2000.
- PARRY, J.A.; GANAIE, S.A.; SULTAN BHAT, M. GIS based land suitability analysis using AHP model for urban services planning in Srinagar and Jammu urban centers of J&K, India. **Journal of Urban Management**, v. 7, p. 46-56, 2018.
- PAVELIC, P.; DILLON, P.J.; MUCHA, M.; NAKAI, T.; BARRY, K.E.; BESTLAND, E. Laboratory assessment of factors affecting soil clogging of soil aquifer treatment systems. **Water Research**, v. 45, n. 10, p. 3153-3163, 2011.

- PEDRERO, F.; ALBUQUERQUE, A.; MARECOS DO MONTE, H.; CAVALEIRO, V.; ALARCÓN, J.J. Application of GIS-based multi-criteria analysis for site selection of aquifer recharge with reclaimed water. **Resources Conservation Recycling**, v. 56, n. 1, p. 105-116, 2011.
- PÉREZ-PEÑA, J.V.; AZAÑÓN, J.M.; AZOR, A. CalHypso: An ArcGIS extension to calculate hypsometric curves and their statistical moments. Applications to drainage basin analysis in SE Spain. **Computers & Geosciences**, v. 35, n. 6, p. 1214-1223, 2009.
- PERH-PB. **Plano Estadual de Recursos Hídricos da Paraíba - Avaliação da situação atual dos recursos hídricos**. João Pessoa. 2006.
- PEZZI, M.; CHICCA, M.; VACCARO, C.; YÀBAR, D.G.N.; ROTA, E.; LANFREDI, M.; PEPI, S.; LEIS, M. Monitoring Aquifer Quality for Artificial Recharge within the WARBO Project. **Procedia Engineering**, v. 89, p. 1235-1240, 2014.
- PILEVAR, A.R., MATINFAR, H.R., SOHRABI, A., SARMADIAN, F. Integrated fuzzy, AHP and GIS techniques for land suitability assessment in semi-arid regions for wheat and maize farming. **Ecological Indicators**, v. 110, 2020.
- PONTES FILHO, J.D. DE A. **Da recarga não gerenciada à recarga gerenciada: estratégia para aquífero aluvial no semiárido brasileiro**. 2018. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2018.
- PORTO, C.A.; FERRAZ, E.K. V.; ROCHA, E.M.R.; ATHAYDE JUNIOR, G.B.. Eficiência da membrana de ultrafiltração no pós-tratamento de efluente doméstico com vistas ao reúso. In: IX Congr. Bras. Gestão Ambient. 2018, São Bernardo do Campo - SP. **Anais [...]**, p. 1-5. 2018.
- RAHMAN, M.A.; RUSTEBERG, B.; GOGU, R.C.; LOBO FERREIRA, J.P.; SAUTER, M.; A new spatial multi-criteria decision support tool for site selection for implementation of managed aquifer recharge. **Journal Environmental Management**, v. 99, p. 61-75, 2012.
- RAHMAN, M.A.; RUSTEBERG, B.; UDDIN, M.S.; LUTZ, A.; SAADA, M.A.; SAUTER, M. An integrated study of spatial multicriteria analysis and mathematical modelling for managed aquifer recharge site suitability mapping and site ranking at Northern Gaza coastal aquifer. **Journal Environmental Management**, 124, p. 25-39, 2013.
- RAMOS, P. R. **Modelo para outorga de uso da água utilizando a metodologia multicritério de apoio a decisão: estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio Cubatão do Sul**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- RAMOS, G. V.; VASCONCELOS, D.L.; BEZERRA, F.H.R.; CASTRO, D.L.; MEDEIROS, W.E.; MACIEL, R.C. Caracterização do embasamento da bacia Paraíba: integração de dados geológicos e aerogeofísicos. In: VII Simpósio Brasileiro de Geofísica. **Anais [...]**, p. 1-5. 2016.
- REBOLLEDO, B.; GIL, A.; FLOTATS, X.; SÁNCHEZ, J.A. Assessment of groundwater vulnerability to nitrates from agricultural sources using a GIS-compatible logic multicriteria model. **Journal Environmental Management**, v. 171, p. 70-80, 2016.

- RINGLEB, J., SALLWEY, J., STEFAN, C. Assessment of Managed Aquifer Recharge through Modeling—A Review. **Water**, v. 8, n. 579, 2016.
- RIZZO, A.; BANOVEC, P.; CILENŠEK, A.; RIANNA, G.; SANTINI, M. An Innovative Tool for the Management of the Surface Drinking Water Resources at European Level: GOWARE—Transnational Guide Towards an Optimal Water REgime. **Water**, v. 12, n. 370, 2020.
- ROSS, A.; HASNAIN, S. Factors affecting the cost of managed aquifer recharge (MAR) schemes. **Sustainable Water Resources Management**, v. 4, p. 179-190, 2018.
- ROSSETTI, D.F.; GÓES, A.M.; BEZERRA, F.H.R.; VALERIANO, M.M.; BRITO-NEVES, B.B.; OCHOA, F.L. Contribution to the stratigraphy of the onshore Paraíba Basin, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 84, n. 2, p. 313-334, 2012.
- ROY, B. **Multicriteria Methodology for Decision Aiding, Nonconvex Optimization and Its Applications**. Springer US, Boston, MA. 1996.
- RUSSO, T.A.; FISHER, A.T.; LOCKWOOD, B.S. Assessment of Managed Aquifer Recharge Site Suitability Using a GIS and Modeling. **Groundwater**, v. 53, p. 389–400, 2015.
- SAATY, T.L. Decision making with the analytic hierarchy process. **International Journal of Services Sciences**, v. 1, n. 1, 2008.
- SAATY, T.L. **Theory and applications of the analytic network process: decision making with benefits, opportunities, costs, and risks**. RWS publications. 2005.
- SAATY, T.L. Decision-making with the AHP: Why is the principal eigenvector necessary. **European Journal Operational Research**, v. 145, p. 85-91, 2003.
- SAATY, T.L. How to make a decision: The analytic hierarchy process. **European Journal Operational Research**, v. 48, p. 9-6, 1990.
- SAATY, T.L. What is the Analytic Hierarchy Process? *In: Mathematical Models for Decision Support*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, p. 109-121, 1988.
- SAATY, T.L. Axiomatic Foundation of the Analytic Hierarchy Process. **Management Science**, v. 32, p. 841-855, 1986.
- SAATY, T.L. **Multicriteria decision making: the analytic hierarchy process**. McGraw-Hill, New York. 1980.
- SAATY, T.L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234-281, 1977.
- SAATY, T.L.; VARGAS, L.G. **Decision Making with the Analytic Network Process**. 2 ed. International Series in Operations Research & Management Science. Springer US, Boston, MA. 2013.
- SADEGHFAM, S.; ABADI, B. Decision-making process of partnership in establishing and managing of rural wastewater treatment plants: Using intentional and geographical-spatial location data. **Water Research**, v. 197, 2021.
- SAHOO, P.K.; MONTEIRO PONTES, P.R.; SALOMÃO, G.N.; POWELL, M.A.; MITTAL,

- S.; MARTINS E SOUZA FILHO, P.W., GUIMARÃES, J.T.F. Groundwater management in Brazil: current status and challenges for sustainable utilization *In: Global Groundwater*. p. 409–423, 2021.
- SAKTHIVEL, P.; ELANGO, L.; AMIRTHALINGAM, S.; PRATAP, C.E.; BRUNNER, N.; STARKL, M.; THIRUNAVUKKARASU, M. Managed aquifer recharge: the widening gap between law and policy in India. **Water Supply**, v. 15, p. 1159-1165, 2015.
- SALEM, G.S.A.; KAZAMA, S.; SHAHID, S.; DEY, N.C. Impacts of climate change on groundwater level and irrigation cost in a groundwater dependent irrigated region. **Agricultural Water Management**, v. 208, p. 33-42, 2018.
- SALLWEY, J.; BONILLA VALVERDE, J.P.; VÁSQUEZ LÓPEZ, F.; JUNGHANN, R.; STEFAN, C. Suitability maps for managed aquifer recharge: a review of multi-criteria decision analysis studies. **Environmental Review**, v. 27, p. 138-150, 2019.
- SALTELLI, A. Sensitivity Analysis for Importance Assessment. **Risk Analysis**, v. 22, n. 3, p.579-590, 2002.
- SALTELLI, A.; ANNONI, P.; AZZINI, I.; CAMPOLONGO, F.; RATTO, M.; TARANTOLA, S. Variance based sensitivity analysis of model output. Design and estimator for the total sensitivity index. **Computer Physics Communications**, v. 181, n. 2, p. 259-70, 2010.
- SALTELLI, A.; SOBOLOV, I.M. About the use of rank transformation in sensitivity analysis of model output. **Reliability Engineering & System Safety**, v. 50, p. 225–239, 1995.
- SANTOS, E.J. DOS; NUTMAN, A.P.; NEVES, B.B. DE B. Idades SHRIMP U-Pb do Complexo Sertânia: implicações sobre a evolução tectônica da Zona Transversal, Província Borborema. **Geologia USP. Série Científica**, v. 4, p. 1-12, 2004.
- SANTOS, H.G.; ZARONI, M.J. **Latossolos**. Árvore do conhecimento – Solos Tropicais. EMBRAPA. AGEITEC. 2019. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_11_2_212200611540.html. Acesso em: 20 de mai. de 2019.
- SANTOS, J.S.; FERREIRA, C.A.; SILVA JÚNIOR, J.M. **Geologia e Recursos Minerais do Estado da Paraíba**. Recife. 2002.
- SCHENKERMANN, S. Use and Abuse of Weights in Multiple Objective Decision Support Models. **Decision Sciences**, v. 22, n. 2, p. 369-378, 1991.
- SCHONER, B.; WEDLEY, W.C. Ambiguous Criteria Weights in AHP: Consequences and Solutions. **Decision Sciences**, v. 20, n. 3, p. 462-475, 1989.
- SEPPÄLÄ, J.; BASSON, L.; NORRIS, G.A.. Decision Analysis Frameworks for Life-Cycle Impact Assessment. **Journal of Industrial Ecology**, v. 5, n. 4, p. 45-68, 2001.
- SHAH, T. India's Master Plan for Groundwater Recharge: An Assessment and Some Suggestions for Revision. **Economic and Political Weekly**, v. 43, n. 51, p. 41-49, 2008.
- SHARMA, S.K.; AMY, G. Natural treatment systems, in: Edzwald, J. (Ed.). **Water Quality & Treatment: A Handbook on Drinking Water**. American Water Works Association and McGraw Hill Inc (Chapter 15). 2011.

- SHARMA, S.K.; HARUN, C.M.; AMY, G. Framework for assessment of performance of soil aquifer treatment systems. **Water Science & Technology**, v. 57, n. 6, p. 941-946, 2008.
- SHARMA, S.K.; KENNEDY, M.D. Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 119, p. 671-677, 2017.
- SHARMA, S.K.; MISSA, R.; KENNEDY, M.; SANDHU, C.; GRISCHEK, T.; NÄTTORP, A. General framework and methodology for selection of pre-and post-treatment for soil aquifer-based natural treatment systems, *In*: WINTGENS, T.; NATTORP, A.; ELANGO, L.; ASOLEKAR, S.R. (Eds.). **Natural Water Treatment Systems for Safe and Sustainable Water Supply in the Indian Context**: Saph Pani. IWA, p. 207-226, 2016.
- SHEPPARD, S.R.J.; MEITNER, M. Using multi-criteria analysis and visualisation for sustainable forest management planning with stakeholder groups. **Forest Ecology and Management**, v. 207, n. 1-2, p. 171-187, 2005.
- SHUBO, T.; FERNANDES, L.; MONTENEGRO, S.G. An Overview of Managed Aquifer Recharge in Brazil. **Water**, v. 12, n. 1072, 2020.
- SILVA, E.B. **Use of soil column tests in bench scale for assessing the feasibility of a Soil Aquifer Treatment (SAT) with river water and secondary effluent of a Wastewater Treatment Plant in João Pessoa, Paraíba (Brazil)**. 2016. Dissertação. Universidade Técnica de Dresden, 2016.
- SILVA, F.; SCALIZE, P.S.; CRUVINEL, K.A. DA S.; ALBUQUERQUE, A. Caracterização de solos residuais para infiltração de efluente de estação de tratamento de esgoto. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 95-102, 2016.
- SILVA, F.F. **Investigação e modelamento do fluxo subterrâneo em aquífero aluvial no semiárido da Paraíba**. 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 1998.
- SILVA, G.E.S.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; MONTENEGRO, A.A.A.; COSTA, L.M.; CAVALCANTI, G.L.; SARAIVA DE MOURA, A.E.S.S. Avaliação do potencial da Recarga Artificial através de águas pluviais para recuperação da potenciometria de aquífero costeiro na Planície do Recife-PE (Brasil). *In*: XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. **Anais [...]**. p. 1-20, 2004.
- SILVA, M.S.L.; LIMA, A.O.; MOREIRA, M.M.; FERREIRA, G.B.; BARBOSA, A.G.; MELO, R.F. Barragens subterrâneas, *In*: XIMENES, L.F.; SILVA, M.S.L.; BRITO, L.T.L. (Eds.). **Tecnologias de Convivência Com o Semiárido Brasileiro**. Banco do Nordeste do Brasil, Fortaleza, CE, p. 223-281. 2019.
- SILVA, M.S.L., NETO, M.B.O. **Neossolos Flúvicos**. Árvore do conhecimento – Território Mata Sul Pernambucana. EMBRAPA. AGEITEC. 2019. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/territorio_mata_sul_pernambucana/arvore/CONT000gt7eon7k02wx7ha087apz246ynf0t.html. Acesso em: 20 de mai. de 2019.
- SILVA, P. S. **Avaliação de viabilidade de aplicação de técnicas de recarga artificial em aquíferos salinizados, fraturados, Petrolina-PE**. 2016. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas) – Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília,

2016.

- SILVA, S. A. F.; BAPTISTA, V.S.G.; COELHO, V.H.R.; CAICEDO, N.O.L.; ALMEIDA, C.N. Managed aquifer recharge in Brazil: current state of the legal framework. *In: ISMAR 10 - Manag. Aquifer Recharg. Local Solut. to Glob. water Cris.* 2019.
- SILVA, T.; SILANS, A.; FILHO, L.; PAIVA, A.; BILLIB, M.; BOOCHS, P. Planejamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Gramame, Uma Bacia Litorânea do Nordeste Brasileiro. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, p. 121-134, 2002.
- SILVA, V.B.S.; MORAIS, D.C.; ALMEIDA, A.T. A Multicriteria Group Decision Model to Support Watershed Committees in Brazil. **Water Resources Management**, v. 24, p. 4075-4091, 2010.
- SIMON, H.A. The new science of management decision. Harper & Brothers, New York. 1960.
- SINGH, L.K.; JHA, M.K.; CHOWDARY, V.M. Multi-criteria analysis and GIS modeling for identifying prospective water harvesting and artificial recharge sites for sustainable water supply. **Journal of Clean Production**, v. 142, p. 1436-1456, 2017.
- SOUZA, C.M.; Z. SHIMBO, J.; ROSA, M.R.; PARENTE, L.L.; A. ALENCAR, A.; RUDORFF, B.F.T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; G. FERREIRA, L.; SOUZA-FILHO, P.W.M.; DE OLIVEIRA, S.W.; ROCHA, W.F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C.B.; DINIZ, C.G., COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E.R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E.J.; LENTI, F.E.B.; PATERNOST, F.F.; PAREYN, F.G.C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J.L.; NETO, L.C.F.; SARAIVA, M.M.; SALES, M.H.; SALGADO, M.P.G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 2735, 2020.
- SPACKMAN, M.; PHILLIPS, L.D.; PEARMAN, A.D. **Multi-criteria analysis: a manual**. Department for Communities and Local Government, London. 2009.
- SPRENGER, C.; HARTOG, N.; HERNÁNDEZ, M.; VILANOVA, E.; GRÜTZMACHER, G.; SCHEIBLER, F.; HANNAPPEL, S. Inventory of managed aquifer recharge sites in Europe: historical development, current situation and perspectives. **Hydrogeol. Journal**, v. 25, p. 1909-1922, 2017.
- SPRENGER, C.; PANAGIOTOU, K.; FERNANDES, L.; DUZAN, A.; BAPTISTA, V.; GLASS, J. **Smart framework for real-time monitoring and control of subsurface processes in managed aquifer recharge (MAR) applications**. 2020.
- SRDJEVIC, B.; MEDEIROS, Y.D.P.; FARIA, A.S. An Objective Multi-Criteria Evaluation of Water Management Scenarios. **Water Resources Management**, v. 18, p. 35-54, 2004.
- SRDJEVIC, Z.; SRDJEVIC, B.; BLAGOJEVIC, B.; BAJCETIC, R. Combining GIS and Analytic hierarchy process for evaluating land suitability for irrigation: A case study from Serbia, *In: 2nd International Conference on Chemical, Biological and Environmental Engineering*. IEEE, p. 247–250, 2010.
- STEFAN, C.; ANSEMS, N. Web-based global inventory of managed aquifer recharge

- applications. *Sustain. Water Resources Management*, v. 4, p. 153-162, 2018.
- STEINEL, A.; SCHELKES, K.; SUBAH, A.; HIMMELSBACH, T. Spatial multi-criteria analysis for selecting potential sites for aquifer recharge via harvesting and infiltration of surface runoff in north Jordan. *Hydrogeol. Journal*, v. 24, p. 1753-1774, 2016.
- SUGUMARAN, R., DEGROOTE, J. **Spatial Decision Support Systems: Principles and Practices**. CRC Press. 2011.
- TARGINO, D.F. **Análise espaço-temporal da qualidade da água subterrânea da bacia do rio Gramame-PB**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2012.
- TORRES, F.S.M.; SILVA, E.P. **Geodiversidade do Estado da Paraíba**. Recife. 2016.
- TOSCANO, G.L.G.; SILVA, T.C. DA. Uso do solo em zonas de proteção de poços para abastecimento público na cidade de João Pessoa (PB). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, p.357-362, 2012.
- TRIANANTAPHYLLOU, E. Multi-Criteria Decision Making Methods, *In: Multi-Criteria Decision Making Methods: A Comparative Study*. p. 5-21, 2000.
- TSANGARATOS, P.; KALLIORAS, A.; PIZPIKIS, T.; VASILEIOU, E.; ILIA, I.; PLIAKAS, F. Multi-criteria Decision Support System (DSS) for optimal locations of Soil Aquifer Treatment (SAT) facilities. *Science of The Total Environment*, v. 603-604, p. 472-486, 2017.
- TSUYUGUCHI, B.B.; MORGAN, E.A.; RÊGO, J.C.; OLIVEIRA GALVÃO, C. DE. Governance of alluvial aquifers and community participation: a social-ecological systems analysis of the Brazilian semi-arid region. *Hydrogeology Journal*, v. 28, p. 1539-1552, 2020.
- USEPA. **Guidelines for Water Reuse. EPA/600/R-12/618**. US Environmental Protection Agency and US Agency for International Development, Washington, DC, USA. 2012.
- USEPA. **Process design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater Effluents**. Report nº EPA/625/R-06/016. Washington, DC, USA. 2006.
- ULIBARRI, N.; ESCOBEDO GARCIA, N.; NELSON, R.L.; CRAVENS, A.E.; MCCARTY, R.J. Assessing the Feasibility of Managed Aquifer Recharge in California. *Water Resources Research*, v. 57, n. 3, 2021.
- VELASCO-MUÑOZ, J.F.; AZNAR-SÁNCHEZ, J.A.; BATLLES-DELAFUENTE, A.; FIDELIBUS, M.D. Sustainable Irrigation in Agriculture: An Analysis of Global Research. *Water*, v. 11, n. 1758, 2019.
- VELASQUEZ, M.; HESTER, P.T. An analysis of multi-criteria decision making methods. *International Journal of Operations Research*, v. 10, n. 2, p. 56-66, 2013
- VERAS, T.B.; CABRAL, J.J.S.; PAIVA, A.L.R.; DUARTE, M.M.B.; ZAIDAN, L.E.M.C. A filtração em margem na remoção de fármacos: estudo de caso rio Beberibe-PE, Brasil. *In: 13º Silusba - Simpósio Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países Língua Portuguesa. Anais [...]*. 2017.

- VISHWAKARMA, A.; GOSWAMI, A.; PRADHAN, B. Prioritization of sites for Managed Aquifer Recharge in a semi-arid environment in western India using GIS-Based multicriteria evaluation strategy. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 12, n. 100501, 2021.
- VISSES, F. DE A.; SENTELHAS, P.C.; PEREIRA, A.B. Yield gap of cassava crop as a measure of food security - an example for the main Brazilian producing regions. **Food Security**, v. 10, p. 1191-1202, 2018.
- WALTER, F. **Conceptual Planning of Managed Aquifer Recharge in the Context of Integrated Water Resources Management for a semi-arid and a tropical Case Study in Palestine and Brazil: A new Integrated MAR Planning Approach**. Georg-August-University Göttingen. 2018.
- WANG, J.J.; JING, Y.Y.; ZHANG, C.F.; ZHAO, J.H. Review on multi-criteria decision analysis aid in sustainable energy decision-making. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 9, p. 2263-2278, 2009.
- WANG, Y.M.; LUO, Y. On rank reversal in decision analysis. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 49, n. 5-6, p. 1221-1229, 2009.
- YUAN, J.; VAN DYKE, M.I.; HUCK, P.M. Identification of critical contaminants in wastewater effluent for managed aquifer recharge. **Chemosphere**, v. 172, p. 294-301, 2017.
- YUAN, J.; VAN DYKE, M.I.; HUCK, P.M. Water reuse through managed aquifer recharge (MAR): Assessment of regulations/guidelines and case studies. **Water Quality Research Journal**, v. 51, n. 4, p. 357-376, 2016.
- ZARDARI, N.H.; AHMED, K.; SHIRAZI, S.M.; YUSOP, Z. BIN. **Weighting Methods and their Effects on Multi-Criteria Decision Making Model Outcomes in Water Resources Management**. SpringerBriefs in Water Science and Technology. Springer International Publishing, Cham. 2015.
- ZARONI, M.J.; SANTOS, H.G. **Argissolos**. Árvore do conhecimento – Solos Tropicais. EMBRAPA. AGEITEC. 2019a. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_7_22_12200611538.html. Acesso em: 20 de mai. de 2019.
- ZARONI, M.J.; SANTOS, H.G. **Luvissolos**. Árvore do conhecimento – Solos Tropicais. EMBRAPA. AGEITEC. 2019b. Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/solos_tropicais/arvore/CONTAG01_12_2_212200611541.html. Acesso em: 20 de mai. de 2019.
- ZHANG, H.; XU, Y.; KANYERERE, T. Site Assessment for MAR through GIS and Modeling in West Coast, South Africa. **Water**, v. 11, n. 1646, 2019.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Matrizes de comparação aos pares com os julgamentos dos critérios para o mapeamento de adequação da RGA com águas de rios

Tabela 9 - Matrizes A, B, C, D e E com resultado dos julgamentos dos especialistas sobre as escalas de importância dos critérios e seus respectivos julgamentos e pesos relacionados à RGA com águas de rios na área de estudo

Matriz A	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DR	C6-EL	C7-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	1/4	1/4	1/5	1/5	1/3	1/2	3,9	0,212
C2-GE	4	1	2	1	2	4	2	23,7	
C3-PE	4	1/2	1	1/3	1/2	3	3	13,9	
C4-PF	5	1	3	1	2	2	2	23,5	
C5-DR	5	1/2	2	1/2	1	4	4	20,1	
C6-EL	3	1/4	1/3	1/2	1/4	1	1/2	6,6	
C7-DE	2	1/2	1/3	1/2	1/4	2	1	8,3	
Matriz B	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DR	C6-EL	C7-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	2	2	1	1	1	2	18,6	0,165
C2-GE	1/2	1	1	1/2	1/2	1/2	1	9,3	
C3-PE	1/2	1	1	1/2	1/2	1/2	1	9,3	
C4-PF	1	2	2	1	1	1	1/2	15,3	
C5-DR	1	2	2	1	1	1	1/2	15,3	
C6-EL	1	2	2	1	1	1	1/2	15,3	
C7-DE	1/2	1	1	2	2	2	1	16,9	
Matriz C	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DR	C6-EL	C7-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	1/7	1/7	1/7	1/7	1/7	1/7	1,8	0,480
C2-GE	7	1	3	3	9	5	5	36,6	
C3-PE	7	1/3	1	1	9	3	3	19,7	
C4-PF	7	1/3	1	1	9	3	3	19,7	
C5-DR	7	1/9	1/9	1/9	1	1/9	1/9	2,6	
C6-EL	7	1/5	1/3	1/3	9	1	1	9,8	
C7-DE	7	1/5	1/3	1/3	9	1	1	9,8	
Matriz D	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DR	C6-EL	C7-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	5	1	1/5	1/7	1/6	1/8	4,5	0,368
C2-GE	1/5	1	1	1/3	1/7	1/6	1/8	3,1	
C3-PE	1	1	1	1/3	1/7	1/6	1/8	3,8	
C4-PF	5	3	3	1	1	3	3	24,3	
C5-DR	7	7	7	1	1	1	1	23,8	
C6-EL	6	6	6	1/3	1	1	1	19,0	
C7-DE	8	8	8	1/3	1	1	1	21,5	
Matriz E	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DR	C6-EL	C7-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	1	8	1	1	9	1	18,7	0,078
C2-GE	1	1	8	4	1	9	1	22,8	
C3-PE	1/8	1/8	1	1/7	1/9	1	1/9	2,3	
C4-PF	1	1/4	7	1	1/2	8	1/2	12,1	
C5-DR	1	1	9	2	1	9	1	21,0	
C6-EL	1/9	1/9	1	1/8	1/9	1	1/9	2,1	
C7-DE	1	1	9	2	1	9	1	21,0	

C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DR: distância a partir dos rios; C6-EL: elevação; C7-DE: declividade do terreno; $\bar{w}(\%)$: peso percentual do critério; ICG: índice de consistência geométrica

APÊNDICE B – Peso percentual e prioridades dos critérios para o mapeamento de adequação da RGA com águas de rios

Tabela 10 - Prioridades baseadas nas respostas das matrizes A, B, C, D e E sobre a RGA com águas de rios na área de estudo

Especialista	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DR	C6-EL	C7-DE	Prioridade
A	3,9	23,7	13,9	23,5	20,1	6,6	8,3	7-1-4-2-3-6-5
B	18,6	9,3	9,3	15,3	15,3	15,3	16,9	1-6-6-3-3-3-2
C	1,8	36,6	19,7	19,7	2,6	9,8	9,8	7-1-2-2-6-4-4
D	4,5	3,1	3,8	24,3	23,8	19,0	21,5	5-7-6-1-2-4-3
E	18,7	22,8	2,3	12,1	21,0	2,1	21,0	4-1-6-5-2-7-2

C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DR: distância a partir dos rios; C6-EL: elevação; C7-DE: declividade do terreno

APÊNDICE C – Matrizes de comparação aos pares com os julgamentos dos critérios para o mapeamento de adequação da RGA com águas de efluente tratado

Tabela 12 - Matrizes A, B, C, D e E com resultado dos julgamentos dos especialistas sobre as escalas de importância dos critérios e seus respectivos julgamentos e pesos relacionados à RGA com águas de efluente tratado na área de estudo

Matriz A	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DC	C6-DT	C7-EL	C8-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	1/5	1/3	1/7	1/3	1/3	1/3	1/2	3,0	0,358
C2-GE	5	1	2	1	5	5	8	3	26,5	
C3-PE	3	1/2	1	2	5	5	4	4	21,7	
C4-PF	7	1	1/2	1	7	7	6	6	26,6	
C5-DC	3	1/5	1/5	1/7	1	1	2	2	6,4	
C6-DT	3	1/5	1/5	1/7	1	1	1/2	2	5,4	
C7-EL	3	1/8	1/4	1/6	1/2	2	1	6	6,6	
C8-DE	2	1/3	1/4	1/6	1/2	1/2	1/6	1	3,8	
Matriz B	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DC	C6-DT	C7-EL	C8-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	1	1	1/4	1/2	1/2	2	2	8,3	0,000
C2-GE	1	1	1	1/4	1/2	1/2	2	2	8,3	
C3-PE	1	1	1	1/4	1/2	1/2	2	2	8,3	
C4-PF	4	4	4	1	2	2	8	8	33,3	
C5-DC	2	2	2	1/2	1	1	4	4	16,7	
C6-DT	2	2	2	1/2	1	1	4	4	16,7	
C7-EL	1/2	1/2	1/2	1/8	1/4	1/4	1	1	4,2	
C8-DE	1/2	1/2	1/2	1/8	1/4	1/4	1	1	4,2	
Matriz C	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DC	C6-DT	C7-EL	C8-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	1/7	1/7	1/7	1/7	1/7	1/7	1/7	1,6	0,369
C2-GE	7	1	3	3	3	9	5	5	32,2	
C3-PE	7	1/3	1	1	2	9	3	3	17,9	
C4-PF	7	1/3	1	1	1	9	3	3	16,4	
C5-DC	7	1/3	1/2	1	1	9	2	2	13,6	
C6-DT	7	1/9	1/9	1/9	1/9	1	1/9	1/9	2,1	
C7-EL	7	1/5	1/3	1/3	1/2	9	1	1	8,1	
C8-DE	7	1/5	1/3	1/3	1/2	9	1	1	8,1	
Matriz D	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DC	C6-DT	C7-EL	C8-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	5	3	1/4	1/5	1/7	1/6	1/8	4,2	0,345
C2-GE	1/5	1	1	1/5	1/6	1/7	1/6	1/8	2,3	
C3-PE	1/3	1	1	1/5	1/5	1/7	1/6	1/8	2,6	
C4-PF	4	5	5	1	1/5	1/3	2	2	13,7	
C5-DC	5	6	5	5	1	1/3	1	1	18,1	
C6-DT	7	7	7	3	3	1	1	1	24,7	
C7-EL	6	6	6	1/2	1	1	1	1	16,3	
C8-DE	8	8	8	1/2	1	1	1	1	18,1	
Matriz E	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DC	C6-DT	C7-EL	C8-DE	$\bar{w}(\%)$	ICG
C1-UC	1	1	8	1	5	1	9	1	17,8	0,013
C2-GE	1	1	8	1	6	1	9	1	18,2	
C3-PE	1/8	1/8	1	1/9	1	1/9	1	1/9	2,2	
C4-PF	1	1	9	1	6	1	9	1	18,5	
C5-DC	1/5	1/6	1	1/6	1	1/8	1	1/8	2,7	
C6-DT	1	1	9	1	8	1	9	1	19,2	
C7-EL	1/9	1/9	1	1/9	1	1/9	1	1/9	2,2	
C8-DE	1	1	9	1	8	1	9	1	19,2	

C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DC: distância a partir dos corpos de água; C6-DT: distância a partir da planta de tratamento; C7-EL: elevação; C8-DE: declividade do terreno; $\bar{w}(\%)$: peso percentual do critério; ICG: índice de consistência geométrica

APÊNDICE D – Peso percentual e prioridades dos critérios para o mapeamento de adequação da RGA com águas de efluente tratado

Tabela 13 - Prioridades baseadas nas respostas das matrizes A, B, C, D e E sobre a RGA com águas de efluente tratado na área de estudo

Especialista	C1-UC	C2-GE	C3-PE	C4-PF	C5-DC	C6-DT	C7-EL	C8-DE	Prioridade
A	3,0	26,5	21,7	26,6	6,4	5,4	6,6	3,8	8-2-3-1-5-6-4-7
B	8,3	8,3	8,3	33,3	16,7	16,7	4,2	4,2	4-4-4-1-2-2-7-7
C	1,6	32,2	17,9	16,4	13,6	2,1	8,1	8,1	8-1-2-3-4-7-5-5
D	4,2	2,3	2,6	13,7	18,1	24,7	16,3	18,1	6-8-7-5-2-1-4-2
E	17,8	18,2	2,2	18,5	2,7	19,2	2,2	19,2	5-4-7-3-6-1-7-1

C1-UC: uso e cobertura do solo; C2-GE: geologia; C3-PE: pedologia; C4-PF: profundidade do lençol freático; C5-DC: distância a partir dos corpos de água; C6-DT: distância a partir da planta de tratamento; C7-EL: elevação; C8-DE: declividade do terreno

APÊNDICE E – Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de rios a partir do total da área de estudo

Tabela 15 - Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de rios a partir do total da área de estudo

Classe de adequação	Área (%)
Muito baixa	0,00
Baixa	1,04
Moderada	15,45
Alta	44,15
Muito alta	7,39

APÊNDICE F – Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de efluente tratado a partir do total da área de estudo

Tabela 16 - Área percentual por classe de adequação para RGA com águas de efluente tratado a partir do total da área de estudo

Classe de adequação	(b) ETE1 - Mangabeira	(c) ETE2 - Pedras de Fogo	(d) ETE3 - Roger	(e) ETE4 - Odilândia	(f) ETE5 - Santa Rita
Muito baixa	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Baixa	0,00%	0,17%	0,00%	0,004%	0,00%
Moderada	0,05%	1,26%	0,08%	1,64%	0,42%
Alta	3,64%	1,90%	0,53%	6,40%	1,05%
Muito alta	1,30%	0,003%	0,003%	0,00%	0,001%