



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE CENTRO DE
CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEODINÂMICA E GEOFÍSICA

TESE DE DOUTORADO

AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE RECARGA VARIÁVEL NO AQUÍFERO BARREIRAS EM NATAL-RN, ASSOCIADO COM A URBANIZAÇÃO E AMPLIAÇÃO DA REDE DE COLETA DE EFLUENTES SANITÁRIOS.

Autora:

BENEDITA CLEIDE DE SOUZA CAMPOS

Orientador:

PROF. DR. LEANDSON ROBERTO FERNANDES DE LUCENA

Co-orientador:

DR. ANTÔNIO MAROZZI RIGHETTO (*in memorian*)

Tese nº72/PPGG

Agosto de 2022

Natal-RN, Brasil

BENEDITA CLEIDE DE SOUZA CAMPOS

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE RECARGA VARIÁVEL NO AQUÍFERO
BARREIRAS EM NATAL-RN, ASSOCIADO COM A URBANIZAÇÃO E
AMPLIAÇÃO DA REDE DE COLETA DE EFLUENTES SANITÁRIOS.**

Tese apresentada em 31 de agosto 2022 ao Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica (PPGG) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), como requisito à obtenção de título de Doutora em Geodinâmica e Geofísica na área de concentração em Geodinâmica.

BANCA EXAMINADORA:

PROF. DR. LEANDSON ROBERTO FERNANDES DE LUCENA

Presidente e Orientador

PROF^a. DR^a. VERA LUCIA LOPES DE CASTRO

Membro externo ao programa (ECT-UFRN)

PROF. DR. PAULO EDUARDO VIEIRA CUNHA

Membro externo ao programa (CT - UFRN)

DR^a. KEYLA THAYRINNE OLIVEIRA COIMBRA

Membro externo à instituição (Instituto Tecnológico Vale)

DR^a. NATALINA MARIA TINÔCO CABRAL

Membro externo à instituição (Canal Geoquímico Consultoria)

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI
Catalogação de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Setorial Prof. Ronaldo Xavier de Arruda - CCET

Campos, Benedita Cleide de Souza.
Avaliação do impacto de recarga variável no Aquífero Barreiras em Natal-RN, associado com a urbanização e ampliação da rede de coleta de efluentes sanitários / Benedita Cleide de Souza Campos. - 2022.
x, 92f.: il.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Ciências Exatas e da Terra, Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica. Natal, 2022.
Orientador: Leanderson Roberto Fernandes de Lucena.
Coorientador: Antônio Marozzi Righetto.

1. Geodinâmica - Tese. 2. Aquífero Barreiras - Tese. 3. Recarga variável - Tese. 4. Uso e ocupação do solo - Tese. 5. Hidrogeologia urbana - Tese. 6. Modelos numéricos - Tese. I. Lucena, Leanderson Roberto Fernandes de. II. Righetto, Antônio Marozzi. III. Título.

RN/UF/CCET CDU 551.2/.3

Dedico esta tese de doutorado ao meu filho Rodrigo Campos Aguiar, aos meus pais Egídio Campos e Palmira Luíza, e à todas as crianças da Escolinha Rural Mista do Baixio, em Nobres/MT-Brasil.

Agradecimentos

Tão grande o desafio de escrever essa Tese foi também transcrever os sentimentos de gratidão, às pessoas e as instituições que participaram dessa jornada rumo ao conhecimento científico. Agradeço:

Ao Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica (PPGG) pela oportunidade de desenvolver esse doutorado na UFRN, umas das universidades mais conceituadas da América Latina. À CAPES pela concessão da bolsa que possibilitou o apoio ao desenvolvimento da pesquisa.

À Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte-CAERN pelo compartilhamento de dados e apoio logístico à pesquisa.

Ao Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN) pelo compartilhamento de dados e apoio logístico à pesquisa.

Ao meu orientador Prof. Dr. Leandson Roberto Fernandes de Lucena pela orientação, paciência, dedicação e principalmente por todos os momentos em que me fez acreditar que o desafio era possível.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Antônio Marozzi Righetto (*in memorian*), pela orientação, paciência e suporte para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao coordenador do PPGG Prof. Dr. Frederico Castro Jobim Vilalva, por toda a dedicação e auxílio nesses anos em que precisei do suporte do PPGG.

Ao professor Laécio Cunha do Departamento de Geologia da UFRN, agradeço muitíssimo por toda ajuda, incentivo e conhecimentos geológicos transmitidos ao longo desses anos.

Ao professor Luiz Ferrari da USP/SP, por sempre estar presente quando precisei de auxílio no software MODFLOW, sua ajuda contribuiu grandemente para meu conhecimento como pesquisadora.

À geóloga Rafaela Alves, por toda discussão acerca do tema modelos hidrogeológicos, por me fazer acreditar que o modelo numérico iria calibrar, até que um belo dia... calibrou! Suas contribuições foram essenciais para o desenvolvimento dessa tese.

Ao geólogo Hélio Fernando, por todo auxílio e pelas conversas produtivas sobre hidrogeologia (no café da geologia).

Embora esta tese possui uma autoria individual, ela pertence à várias pessoas que contribuíram para sua construção, sendo o resultado do esforço conjunto de toda minha família. Assim, agradeço imensamente o meu esposo Leon Aguiar que proporcionou as condições

necessárias para que eu chegasse até aqui, a meu filho Rodrigo Campos Aguiar que me inspira em cada sorriso, a minha sobrinha Amanda Campos que se revelou uma grande aliada e companheira imprescindível para conclusão dessa jornada, a minha amiga Ana Kelle pela dedicação, presença e suporte todos os dias.

Agradeço a minha família mato-grossense, meus pais Egídio e Palmira, minhas irmãs, meus irmãos, meus sobrinhos e meus sobrinhos netos.

Agradeço também a todos da minha família Potiguar especialmente Linete Cunha, Cipriano Maia, Nuara Aguiar, Caio Petrônio, Fátima Moura, meu enteado Leonardo Sousa e meus sobrinhos.

Agradeço as amigas Suelen Souza, Maria Emanuella, Elaine Lima, Ana Beatriz Maciel, Zuleide Lima, Janny Suenia, Joyce Clara, Cristiane Sara, Marília, Vitória, Ethiane Agnoletto, Bruna Canata, Ligia Lemos, vocês são anjos que o destino colocou na minha vida para confirmar que nunca estive sozinha.

Englobando todo o sentimento de gratidão, agradeço a Energia Superior Universal (Deus/Jesus), pois essa energia esteve ao meu lado e me sustentou em vários momentos de fraqueza e incerteza, mantendo o meu coração pleno, cheio de esperança e fé. Obrigada!

Resumo

A recarga de aquíferos não confinados urbanos é substancialmente afetada por elevadas taxas de impermeabilização do solo, enquanto que ocasionalmente pode apresentar componentes adicionais àqueles provenientes da infiltração de águas pluviométricas. Nesse caso, infiltrações provenientes de vazamentos da rede de coleta de efluentes sanitários e da rede de distribuição de água podem representar importantes contribuições nessas taxas de recarga. Essa conjuntura mostra-se bastante comum em algumas áreas no nordeste do Brasil, sobretudo em locais com elevado adensamento populacional e deficiências nas redes coletoras de efluentes sanitários e da rede de distribuição de água. Nesse último aspecto, não raro tem-se a contaminação de aquíferos urbanos por nitrato, decorrente da infiltração de águas residuais não tratadas. A presente pesquisa objetivou avaliar os efeitos de uma recarga variável decorrente do uso e ocupação do solo, bem como de contribuições artificiais, no âmbito do Aquífero Barreiras, este de caráter hidráulico predominantemente não confinado, na área da cidade de Natal-RN. Adicionalmente, realizaram-se simulações acerca de perspectivas de depuração natural de águas com concentrações elevadas de nitrato, previamente caracterizados, a partir de distintos tempos de renovação associados com as respectivas variações de reservas de saturação decorrente de diminuições das taxas de recarga. A metodologia utilizada foi fundamentada na elaboração de modelos numéricos e análise de cenários, enfatizando-se as variações das recargas artificiais decorrentes da infiltração de águas residuais e perdas pela rede de distribuição de água. Dessa forma, as taxas totais de recarga foram calculadas individualizando-se áreas com maior e menor adensamento populacional, com simulações posteriores de distintas contribuições naturais e artificiais. Os resultados demonstram variações expressivas em níveis potenciométricos de até 15 metros em diversas áreas apresentadas no cenário crítico, o qual considerou a remoção de contribuições artificiais na recarga, bem como inversões do fluxo subterrâneo. Nesse contexto, as reservas de saturação apresentaram uma variação de cerca de 44 milhões de m³ entre o cenário atual e o cenário crítico, este associado com a supressão de 100% da contribuição proveniente de perdas pela rede de distribuição de água e infiltração de águas residuais. Em termos de perspectivas de depuração natural de águas com concentrações elevadas de nitrato, a partir da análise de tempos de renovação e com base nas variações de reservas de saturação calculadas nos modelos numéricos, obtiveram-se valores variando de 6,5 a 12,9 anos, sendo esse tempo maior considerando o cenário mais crítico reportado em termos de recarga. Os resultados ora apresentados poderão contribuir para a gestão de aquíferos rasos

em cenários similares, sobretudo em termos de taxas de urbanização e eficiência na rede de distribuição de água e coleta de efluentes sanitários.

Palavras chaves: Aquífero Barreiras; recarga variável; uso e ocupação do solo; hidrogeologia urbana; modelos numéricos.

Abstract

The recharge of unconfined urban aquifers is substantially affected by high rates of soil sealing, while, occasionally, it may present additional components to those from rainwater infiltration. In this case, infiltrations caused by leaks in sewage and water supply networks can represent significant contributions to these recharge rates. This situation is common in some areas of Northeast Brazil, especially in places with high population density and deficiencies in wastewater collection and supply networks. In this last aspect, it is not uncommon to have the contamination of urban aquifers by nitrate resulting from the infiltration of untreated wastewater. This research aimed to evaluate the effects of a variable recharge resulting from land use and occupation, as well as artificial contributions, in the Aquífero Barreiras, of a predominantly unconfined hydraulic character, in the city of Natal-RN. Additionally, we conducted simulations about the prospects of natural purification of waters with high nitrate contents, previously characterised by different renewal times associated with the changes in saturated zones due to decreases in recharge rates. The methodology used was based on the elaboration of numerical models and scenario analysis, emphasising the variations of artificial recharges resulting from wastewater infiltration and losses by the public supply network. Thus, the total recharge rates were calculated by individualizing areas with higher and lower population density, with subsequent simulations of different natural and artificial contributions. The results demonstrate significant variations in the potentiometric surface of up to 15 meters in several areas presented in the critical scenario, which considered the removal of artificial recharge and inversions of the groundwater flow. In this context, the saturated zones showed a variation of about 44 million m³ between the current and critical scenarios, associated with the suppression of 100% of the contribution from losses by the supply network and wastewater infiltration. In terms of prospects for natural purification of waters with high nitrate contents, from the analysis of renewal times and based on the variations of saturated zones calculated in the numerical models, values ranging from 6.5 to 12.9 years were obtained, this time being longer considering the most critical scenario reported in terms of recharge. The results presented here may contribute to the management of shallow aquifers in similar scenarios, especially regarding urbanization rates and efficiency in supply and sewage networks.

Keywords: Dunas-Barreiras Aquifer; variable recharge; land and use occupation; urban hydrogeology; numerical models.

Escopo

A presente Tese de Doutorado concebe os requisitos elencados pelo Programa de Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica (PPGG) para a obtenção de título de Doutora em Geodinâmica pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN).

Nesse contexto, o documento apresenta dois artigos científicos, os quais foram submetidos a periódicos indexados, atendendo as normas vigentes do PPGG. A estrutura da tese é apresentada em capítulos, que serão descritos a seguir:

- ❖ Capítulo 1: Aborda uma introdução do contexto do desenvolvimento da tese, com as justificativas, os objetivos propostos e a localização onde área de estudo está inserida;
- ❖ Capítulos 2: Apresenta o contexto geológico e hidrogeológico, trazendo um recorte da compartimentação regional até o âmbito local sobre o assunto;
- ❖ Capítulo 3: Descreve a estratégia metodológica aplicada para a obtenção dos resultados apresentados;
- ❖ Capítulo 4: Contém os resultados da análise quantitativa da tese, sendo apresentados como primeiro artigo intitulado “Avaliação do impacto da recarga variável em um aquífero urbano associada ao uso e ocupação do solo”;
- ❖ Capítulo 5: Contém os resultados da análise qualitativa da tese, sendo apresentados como segundo artigo, intitulado “A ocorrência de nitrato e sua perspectiva de depuração no cenário de um aquífero não confinado urbano com recarga variável, nordeste do Brasil”;
- ❖ Capítulo 6: Apresenta um texto conclusivo acerca dos resultados obtidos, bem como as considerações e recomendações para auxiliar na gestão dos recursos hídricos no que tange as águas subterrâneas;
- ❖ Referências: Contém as referências bibliográficas com as informações científicas que fundamentaram esta tese;
- ❖ Anexos: são compostos por tabelas com informações sobre dos poços a respeito de carga hidráulica, transmissividade, condutividade hidráulica e bombeamento.

A tese aborda uma combinação de técnicas no âmbito do sensoriamento remoto, estimativa de recarga considerando o uso e ocupação do solo, avaliação espacial de contaminação das águas subterrâneas e modelos hidrogeológicos.

Sumário

DEDICATÓRIA	I
AGRADECIMENTOS	II
RESUMO	IV
ABSTRACT	VI
ESCOPO	VII
CAPÍTULO 1.....	1
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. Localização da área de estudo.....	2
1.2. Objetivo.....	3
CAPÍTULO 2.....	4
2. CONTEXTO GEOLÓGICO E HIDROGEOLÓGICO	4
CAPÍTULO 3.....	12
3. METODOLOGIA	12
3.1. Abordagem geral sobre a Modelagem Numérica	13
3.2. Definição do Modelo Conceitual	15
3.3. Concentrações de Nitrato	24
CAPÍTULO 4.....	26
4. ARTIGO SUBMETIDO A PERIÓDICO INDEXADO – ARTIGO 1	26
4.1. Resumo	26
4.2. Introdução.....	27
4.3. Contexto hidrogeológico.....	29
4.4. Metodologia.....	31
4.5. Resultados e discussão	39
4.6. Conclusões	48
4.7. Agradecimentos	49
4.8. Referências.....	49
CAPÍTULO 5.....	54
5. ARTIGO SUBMETIDO A PERIÓDICO INDEXADO – ARTIGO 2	54
5.1. Resumo	54
5.2. Introdução e objetivos.....	55
5.3. Contexto Hidrogeológico	57
5.4. Metodologia.....	58
5.5. Apresentação e discussões dos resultados.....	65
5.6. Conclusões	76
5.7. Agradecimentos	77
5.8. Referências.....	77
CAPÍTULO 6.....	81
6. CONCLUSÕES	81
REFERÊNCIAS	83
ANEXOS.....	87

Lista de Figuras e Tabelas

Figura 1.1 – Mapa de localização da área de estudo	3
Figura 2.3 - Compartimentação estrutural da geologia regional. Adaptado de Feitosa (2008).	11
Figura 3.1 - Fluxograma metodológico para desenvolvimento da tese.	13
Figura 3.2 – Mapa do Modelo digital do terreno da área de pesquisa.....	16
Figura 3.3 – Mapa de carga hidráulicas, com isovalores e setas indicando as direções do fluxo subterrâneos na área de estudo.	17
Figura 3.5 –Localização das bacias de drenagem fechadas.	22
Figura 3.6 – Valores de exploração dos poços na área de pesquisa.	24
Figura 4.1 – Localização da área de estudo.	29
Figura 4.2 – Zoneamento das variações de recarga com base nas análises de cobertura vegetal e área construída.	33
Figura 4.3 – Mapa de localização das bacias de drenagem fechadas.	35
Figura 4.4– Composição da taxa de recarga, considerando as distintas contribuições em termos de aportes naturais e artificiais.	36
Figura 4.5– Condições de contorno adotadas na área de estudo; condição de contorno tipo I: rio; condição de contorno tipo II: carga constante igual a zero.	38
Figura 4.6–. Correlação entre as cargas hidráulicas observadas e calculadas.	41
Figura 4.7–. Configuração atual do aquífero com recarga de 889 mm/ano.....	42
Figura 4.8 - Variação dos níveis potenciométricos de acordo com a variação da recarga; diminuição em 50% (A) e 100% (B) da contribuição da recarga artificial proveniente da infiltração de águas residuais (recarga considerada de 756 mm/ano e 624 mm/ano, respectivamente); diminuição em 50% das contribuições provenientes da infiltração de águas residuais e 50% de perdas da rede de distribuição de água (recarga considerada de 578 mm/ano) (C); contribuição proveniente de recarga artificial: drenagem e área verde, 267mm/ano (D).	44
Figura 4.9 - Mapa de vetores de velocidade e direção de fluxo na camada 2; configuração atual do aquífero (A); cenário considerando a retirada de 100% das contribuições provenientes de recarga artificial (B); avanço na ocorrência de células secas nas camadas 1 e 2, considerando o cenário atual (acima) e aquele com a retirada de 100% dos aportes artificiais (abaixo) (C).	45
Figura 4.10 - Mapa de vetores de velocidade e direção de fluxo da camada 3; retirada de 100% da recarga provenientes de contribuições artificiais (A); velocidade e direção de fluxo na porção norte da área (B); velocidade e direção de fluxo da porção leste da área (C); seção leste-oeste evidenciando a inversão do fluxo subterrâneo e risco proeminente de intrusão salina (D).	46
Figura 4.11 - Gráfico de cotas potenciométricas considerando os cenários simulados. Variações de cotas potenciométricas considerando os cenários simulados (A); estimativas de reservas de saturação (B).....	47
Figura 5.1 – Mapa de localização da área de estudo.	56
Figura 5.2 – Zoneamento com definições do uso do solo e as classificações dos diferentes tipos de recarga, com base na análise de produtos de sensoriamento remoto.	60
Figura 5.3 – Condições de contorno adotadas na área de estudo; condição de contorno tipo I: rio; condição de contorno tipo II: carga constante igual a zero.	63
Figura 5.4 – Fluxograma das etapas de desenvolvimento da pesquisa, enfatizando a composição das taxas de recargas naturais e artificiais.	65
Figura 5.5 - Relações de poços que mais exibiram aumento de concentrações de nitrato ao longo do tempo (A); síntese gráfica da evolução das concentrações de nitrato nos poços amostrados (B); os poços assinalados com “x” não foram amostrados no respectivo ano.....	66
Figura 5.6 – Mapa de isovalores, especializando as zonas de concentrações de nitrato em diferentes períodos amostrados.	68
Figura 5.7 – Correlações entre os parâmetros Cl ⁻ , Ca ²⁺ , Na, Mg ²⁺ e nitrato, condizentes com uma origem única da contaminação e associada com a infiltração de águas residuais não tratadas.	69
Figura 5.8 - Zonas de recarga com base nas análises de cobertura de solo e estrutura da rede de coleta de efluentes sanitários em funcionamento e poços que mais exibiram aumento nas concentrações de nitrato no período considerado.	70
Figura 5.9 - . Correlação entre as cargas hidráulicas observadas e calculadas.	72

Figura 5.10 - Configuração atual do aquífero com recarga de 889 mm/ano.	73
Figura 5.11 - Variação dos níveis potenciométricos de acordo com a variação da recarga; diminuição em 50% (A) e 100% (B) da contribuição da recarga artificial proveniente da infiltração de águas residuais (recarga considerada de 756 mm/ano e 624 mm/ano, respectivamente); diminuição em 50% das contribuições provenientes da infiltração de águas residuais e 50% de perdas da rede de distribuição de água (recarga considerada de 578 mm/ano) (C); supressão de 100% da recarga artificial (recarga considerada de 267 mm/ano, proveniente da infiltração nas áreas verdes e drenagem urbana das bacias fechadas) (D).	74
Figura 5.12 – Análise gráfica simplificada da evolução do tempo de residência, associado com taxas de renovação das águas subterrâneas, em detrimento da diminuição da recarga nos distintos cenários simulados.	75
Tabela 01 - Informações dos poços utilizados nas seções hidrogeológicas.	9
Tabela 02 - Balanço hídrico das bacias fechadas de Natal.	21
Tabela 03 - Dados do balanço hídrico das bacias fechadas da área de Natal.	39
Tabela 04 - Estimativa de Recarga e os cenários par área de estudo.	40
Tabela 05 - Balanço de massas obtido após a calibração do modelo numérico.	41
Tabela 06 - Estimativa de Recarga e os cenários simulados na área de estudo.	71

Capítulo 1

1. Introdução

A recarga das águas subterrâneas está diretamente relacionada ao meio hidrogeológico e as condições ambientais a qual o aquífero está geograficamente posicionado. Nesse sentido, o processo de recarga de aquífero em áreas urbanas torna-se ainda mais complexo, sendo este, afetado pelo uso e ocupação do solo, causando diversos impactos negativos às águas subterrâneas, seja em caráter quantitativo, seja em caráter qualitativo (Lerner, 1990; Minnig et al. 2018; Mendoza et al., 2021).

Os principais impactos quantitativos estão associados a impermeabilização do terreno, que leva ao aumento da interceptação das chuvas e direções de escoamento reduzindo a recarga do aquífero (Eshtawi et al., 2016).

Quanto aos impactos qualitativos, estes são relativos aos aportes artificiais provenientes principalmente da perda de água pela rede de distribuição de água e pela inexistência ou deficiência da rede coletora de efluentes sanitários não tratados (Lerner, 1990; Minnig et al., 2018; Mendoza et al., 2021).

A contaminação mais comum gerada pela recarga artificial é a levada concentração do íon nitrato (NO_3^-), sendo este poluente, o causador de diversos impactos ambientais, tais como, contaminação das águas subterrâneas e, principalmente, problemas de saúde como metemoglobinemia e câncer através da ingestão continuada da água com elevadas concentrações de nitrato (Ayers e Westcot, 1985; Knobeloch e Anderson, 2000; World Health Organização, 2012; Ebrahimi e Roberts, 2013; Tokazhanov et al., 2020).

Embora a recarga artificial provoca a contaminação das águas subterrâneas, o volume de recargas artificiais contribuiu significativamente na manutenção do equilíbrio do sistema aquífero, além de prevenir sua contaminação por intrusão salina (Melo, 2001; Costa et al., 2019; Mautner et al., 2020; Almuhaylan et al., 2020). Dessa forma, gerenciar as taxas de recarga de um aquífero urbano envolve um portfólio de análises, na tentativa de equilibrar a sustentabilidade do abastecimento de água, incluindo novas alternativas de manejo no sentido de proteger ou mesmo complementar as recargas subterrâneas e superficiais (Mautner et al., 2020).

Atualmente, existe um significativo número de métodos para estabelecer recarga de aquíferos em áreas rurais com vegetação (Lerner, 2002) porém, quando aplicados em áreas urbanas tornam-se inadequados, pois não consideram os aspectos dos espaços urbanos, bem como os vazamentos contínuos dos aportes artificiais, que no caso da

maioria das cidades brasileiras esse volume representa entre 40 a 60% da contribuição total de recarga (SNIS, 2021).

Nesse contexto, a utilização de modelos numéricos representa uma importante ferramenta para estimativas de recarga dos sistemas aquíferos, uma vez que é possível desenvolver um modelo conceitual que contempla as informações do espaço geográfico urbano, considerando as recargas artificiais e suas variações. Tais avaliações podem auxiliar no monitoramento e controle dos recursos hídricos através de cenários, subsidiando as tomadas de decisões no âmbito da gestão das águas subterrâneas (Sahoo e Jha, 2017; Motaleb et al., 2019; Dibaj et al., 2020).

Na área de estudo, as recargas artificiais têm um papel significativo para o Aquífero Barreiras, uma vez que ela restitui o volume explorado em 39% (ANA, 2012). Através dessa restituição das recargas artificiais, o Aquífero Barreiras mantém as reservas de saturação, todavia, essa restituição favorece a contaminação das águas subterrâneas principalmente pelo íon nitrato (ANA, 2012).

Diante dessa emblemática situação, diversas ações estão sendo executadas pelos gestores dos recursos hídricos, inclusive implementações de infraestrutura da rede de coletas de efluentes sanitários para que o mesmo não seja infiltrado no Aquífero.

Assim, esta pesquisa é motivada na tentativa de responder as seguintes questões:

- ✓ Qual impacto ambiental poderá ocorrer ao Aquífero Barreiras com a retirada da recarga artificial?
- ✓ É possível que essa retirada de recarga venha comprometer o abastecimento de água para a população?
- ✓ Como está o cenário atual da contaminação do aquífero Barreiras, e as projeções de depuração dessa contaminação ao longo do tempo?

1.1. Localização da área de estudo

A área de pesquisa está localizada no nordeste do Brasil, mais precisamente na cidade de Natal, capital do estado do Rio Grande do Norte, sobre os divisores hidrográficos da Bacia de Escoamento Difuso - Leste e Bacia do rio Potengi. A área compreende um total de 109 Km² sendo limitada pelos rios Potengi, Pitimbu e o Oceano Atlântico (Figura 1.1).

1.2. Objetivo

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar o comportamento hidrogeológico do Aquífero Barreiras na região Sul de Natal, considerando as variações de recarga a partir do funcionamento da rede de coleta de efluentes sanitários. Para atingir o objetivo geral foram definidos os seguintes objetivos específicos.

- ✓ Contextualizar a geologia, a hidrogeologia e o espaço urbano do Sistema Aquífero Barreiras;
- ✓ Construir um modelo conceitual para área de pesquisa contemplando os diversos tipos de recarga.
- ✓ Construir um modelo numérico apresentando os cenários variações de recargas para o Aquífero Barreiras
- ✓ Contextualizar a contaminação por nitrato do Aquífero Barreiras.
- ✓

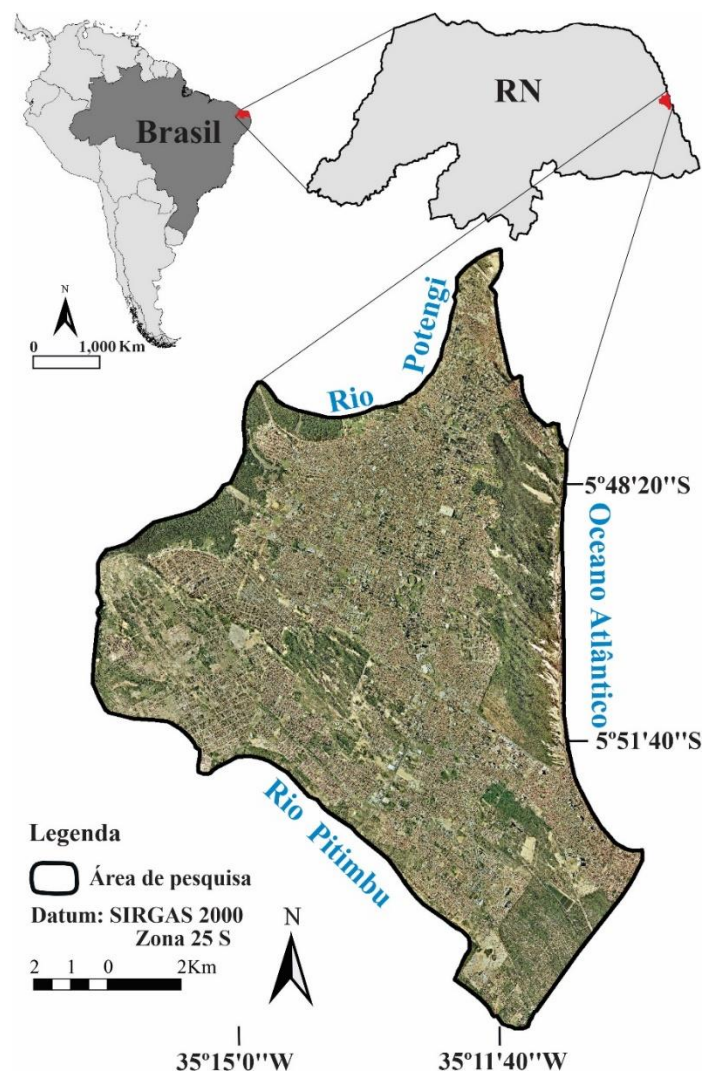


Figura 1.1 – Mapa de localização da área de estudo

Capítulo 2

2. Contexto Geológico e Hidrogeológico

A compartimentação regional é constituída por uma província de rochas cristalinas geradoras dos aquíferos fraturados, rocha carbonáticas produtora dos aquíferos cársticos e rochas sedimentares que dão origem aos aquíferos porosos.

A área estudada está inserida regionalmente na Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba-Rio Grande do Norte, tendo como embasamento um conjunto de rochas graníticas, granodioríticas, migmatíticas e gnaisses de idades paleoproterozóico (não aflorante); na sequência, tem-se as rochas areníticas (Formação Açu) e calcárias (Formação Jandaíra) do cretáceo; e sotoposto a esse pacote estratigráfico, ocorrem os depósitos areníticos do Mioceno (Formação Barreiras) e os sedimentos quaternários (depósitos litorâneos e depósito eólicos), (Coriolano, 2002; Lucena et al., 2013). De acordo com Mabesoone (1994), os arenitos e calcários do cretáceo são correlatos a formação Beberibe e Formação Gramame-Maria Farinha, respectivamente (Figura 2.3).

A unidade Açu é constituída predominantemente por arenitos quartzosos pouco argilosos, siltitos e siltitos argilosos. A característica hidrogeológica do aquífero desta unidade apresenta-se como confinado, quando ocorre subjacente ao calcário da Formação Jandaíra, e quando aflorante ou capeado pelo Formação Barreiras tem comportamento livre a semi-confinado. As suas águas são de boa qualidade, com condutividade elétrica média de 852,03 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Angelim et al., 2006)

As rochas da unidade Jandaíra são constituídas por calcários de tonalidades variadas (cinza e creme), calcarenitos, siltitos, folhelhos, argilitos e dolomitos. Hidrologicamente essa unidade é composto por um aquífero cárstico e de extensão regional, com espessuras máximas de 250 metros. As suas águas de modo geral, não são de boa qualidade, apresentando-se águas duras e salobras com condutividade elétrica média de 6000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. (Angelim et al., 2006).

As características litológicas da unidade Beberibe compreendem arenitos quartzosos e continentais na sessão inferior da formação e graduando para arenitos calcíferos, margas e calcário na porção superior. A hidrogeologia da unidade apresenta-se como um aquífero confinado quando ocorre abaixo da Formação Gramane. Quando aflorante, comporta-se como um aquífero livre semi-confinado. Tem alta produtividade e boa qualidade de água para consumo humano, com média de 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Angelim et al., 2006)

A Formação Barreiras ocorre em toda extensão da Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba-Rio Grande do Norte, é constituída por sedimentos consolidados e inconsolidados, possuindo duas variações fisiológicas principais sendo, a base composta de arenitos de granulometria média a grossa, com ocorrências conglomeráticos e no topo ocorrem rochas argilosas ou argilo-arenosas (Lucena, 2005; Souza et al., 2019). Esta unidade possui uma característica marcante atribuída a sua coloração alaranjada/avermelhada devido à presença de cimentação de óxido de ferro, encontrando nas porções basais as cores mais avermelhadas e no topo as variações de colorações esbranquiçadas a creme (Balsamo et al., 2010).

As rochas da Formação Barreiras dão origem ao Aquífero Barreiras, definido como de caráter hidráulico não confinado (Lucena et al., 2006; Silva et al., 2014). Os sedimentos quaternários associados a vasta cobertura dunares são características importantes para recarga do aquífero através de infiltração direta de água da chuva, devido à alta porosidade, a alta condutividade hidráulica e o baixo escoamento. As vazões de exploração do aquífero atingem os valores de 150 m³/h em áreas de alta espessura, principalmente quando associado a litologias mais arenosas (Lucena et al., 2006).

Segundo Melo et al. (2013) os parâmetros de condutividade hidráulica e transmissividade possuem valores médios de $1,0 \times 10^{-4}$ e $3,0 \times 10^{-3}$ m²/s, respectivamente, para o aquífero livre. A porosidade efetiva (I_e) com valor médio de 7,6% foi determinada por Silva et al. (2014) através de estudos petrofísicos e processamento de imagens de seções delgadas da Formação Barreiras.

As litologias aflorante na área em apreço (Figura 2.1), refere-se aos depósitos litorâneos e praias sendo estes, mapeados e cartografados por Fonseca et al. (2012), e descritas a seguir:

Depósitos Aluvionares Antigos que são constituídos por arenitos conglomeráticos e conglomerados com seixos de quartzo e fragmentos de diversas rochas, incluindo arenitos ferruginosos do Grupo Barreiras. Subordinadamente ocorrem sedimentos argilo-arenosos a arenitos médios com diversas cores. Apresentam fraca diagênese e frequentes estruturas de paleosismicidade;

Depósitos arenosos e areno-argilosos apresentando coberturas arenosas a areno-argilosas inconsolidados de granulometria média a grossa. Localmente podem apresentar fragmentos de quartzo e/ou seixos de arenito remobilizados;

Depósitos flúvio-marinhos com areias finas, siltes e argilas finamente laminadas ricos em carbonatos e matéria orgânica (viva e biodetrítica); bioturbados, sendo incluso os depósitos de mangue e de planícies de maré;

Depósitos aluvionares de canal: areias quartzosas médias a grossas, ocasionalmente conglomeráticas, com estratificações cruzadas e níveis descontínuos de sedimentos mais finos (siltico-argilosos) em direção às desembocaduras;

Depósitos eólicos litorâneos vegetados: areias quartzosas bem selecionadas de coloração avermelhada (películas de óxidos de ferro) a amarronzadas (matéria orgânica em decomposição), com formas de dunas residuais ou lençóis arenosos.

Depósitos eólicos litorâneos não-vegetados: areias quartzosas finas a médias de coloração esbranquiçada, com formas de dunas diversas (frontais, barcanoides, parabólicas), podendo transicionar a dunas vegetadas.

Depósitos litorâneos praias: areias quartzosas com granulometria variando de fina a muito grossa, ricas em bioclastos e, localmente, minerais pesados.

Recifes arenosos: arenitos com cimentação carbonática com bioclastos, granulometria média a grossa, distribuídos como linhas de recifes paralelamente à costa atual.

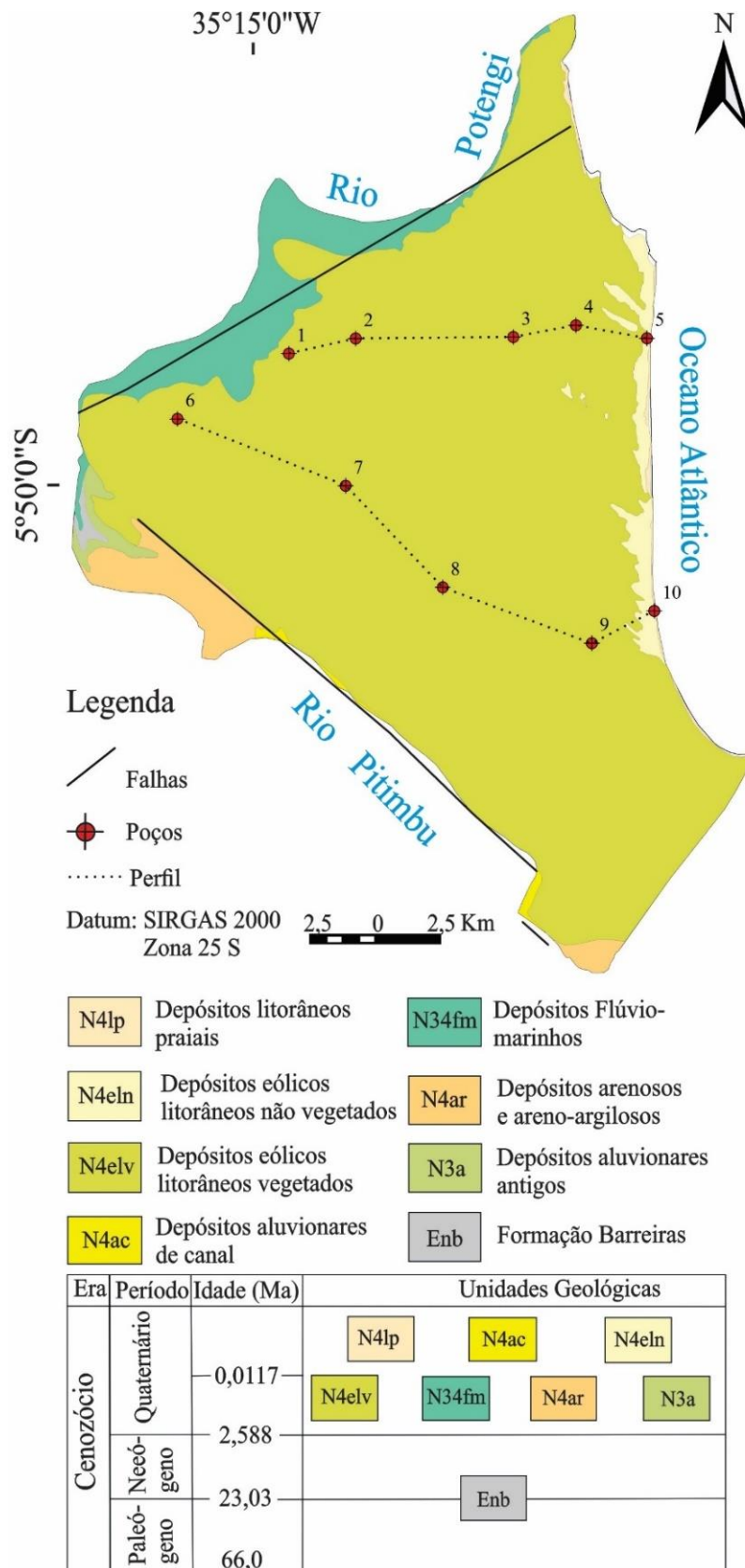


Figura 2.1 - Mapa geológico da área de estudo contemplando as unidades geológicas da sequência sedimentar aflorante. Adaptado de Fonseca et al., 2012.

O Sistema Aquífero Barreiras no âmbito local, foi avaliado através das correlações de perfis litológicos de poços direção W-E, (Figura 2.2a) e NW-SE (Figura 2.2b), onde identificou-se quatro (04) unidades lito-estratigráfica, da base para o topo: rochas carbonáticas (unidade 04), arenito heterogêneo fino a grosso com níveis de cascalho (unidade 03), arenito heterogêneo com matriz pouco argilosa (unidade 02), areia fina, homogênea pouco argilosa (unidade 01). As localizações dos perfis estão posicionadas na figura 2.1 e tabela 01.

A unidade 03 é formada por arenito fino a grosso com níveis de cascalho e constitui efetivamente o aquífero Barreiras. Apresenta-se saturado em toda a sua extensão, com espessuras que variam de 10 a 50 metros. A maior espessura encontrada está localizada junto ao Parque das Dunas. Nota-se que a espessura do aquífero tende a aumentar em direção a linha de costa, na direção W e na direção E.

A unidade 02 é formada por arenitos heterogêneos com matriz pouco argilosa, com espessura que varia de 13 a quarenta e cinco 45 metros, com pequenas lentes argilosas intercaladas de 1 a 2 metros. Exibi em direção ao topo da unidade, insaturação em toda a sua extensão e próximo a base, saturação em toda extensão do perfil.

A unidade 01, é composto por areias finas, homogêneas e pouco argilosas resultantes dos processos eólicos e produto da erosão da Formação Barreiras. Essa unidade mostra-se insaturada em toda sua extensão, com espessuras que variam de três 03 a noventa e cinco 95 metros, sendo que a maior espessura está próxima das formações dunares localizadas em área específicas no Parque das Dunas, na região do Morro do Careca em Ponta Negra e na região do San Vale.

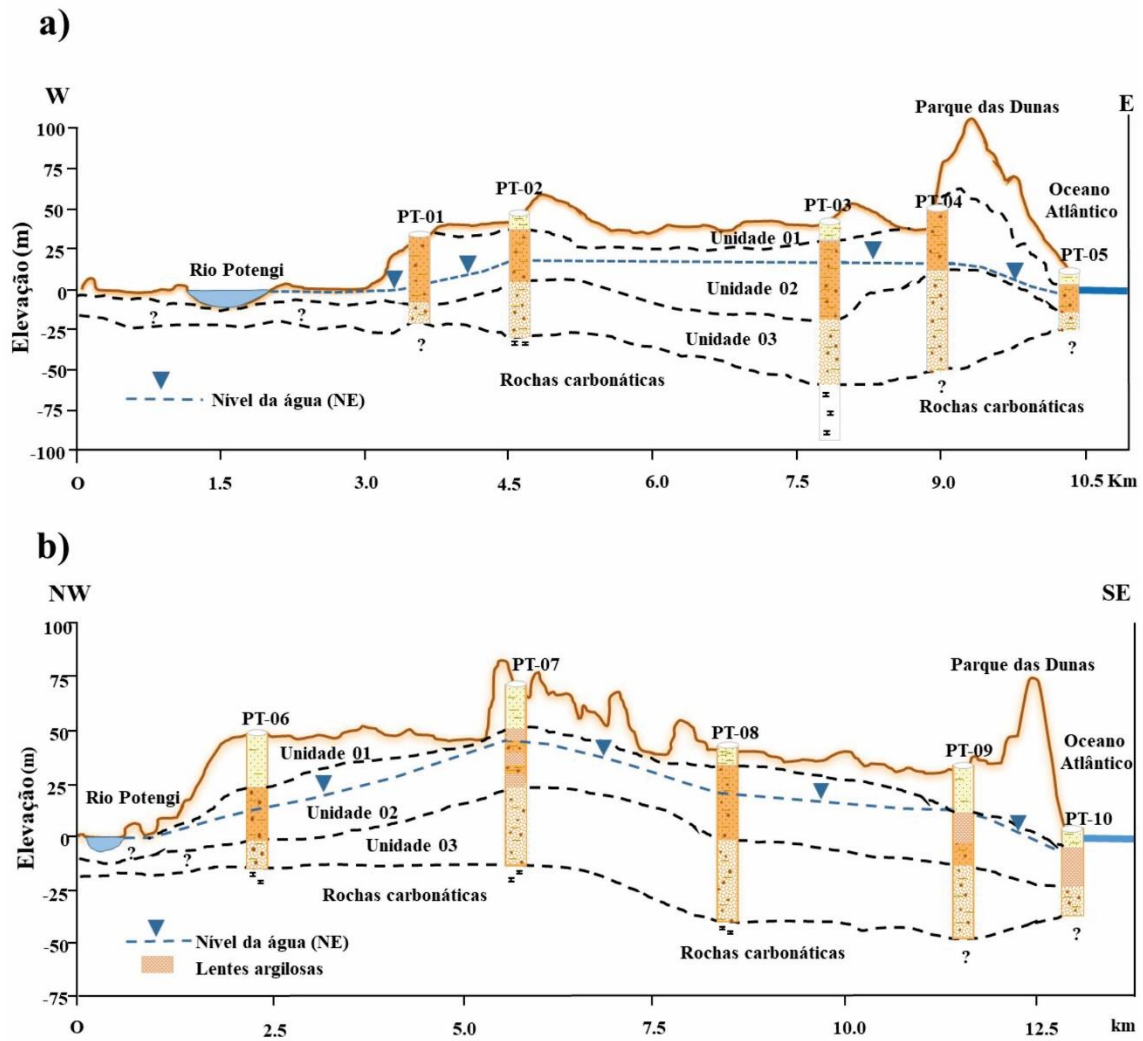


Figura 2.2 - Perfil esquemático das camadas geológicas na área de pesquisa.

Tabela 01 - Informações dos poços utilizados nas seções hidrogeológicas.

Seções	Poços	UTM X	UTM Y
Perfil A -A'	PT01	251527	9356894
	PT02	252811	9357187
	PT03	255838	9357215
	PT04	257041	9357441
	PT05	258404	9357191
Perfil B-B'	PT06	249389	9355640
	PT07	252618	9354350
	PT08	254481	9352395
	PT09	257346	9351322
	PT10	258546	9351941

A caracterização da compartimentação tectono-estrutural regional envolve sistemas de falhamentos exercendo forte controle tectônico no litoral oriental (Costa e Salim, 1972; Salim et al., 1974). Segundo BEZERRA et al. (2001), existe dois eventos tectônicos transcorrentes frágeis, sendo o primeiro correspondente a uma compressão máxima de direção N-S com início no Cretáceo Superior durando até o início do Neógeno, o qual foi ativado devido a evolução da abertura tectônica da América do Sul e o continente africano, formando as bacias de margem passiva. O segundo evento de compressão máxima sub-horizontal E-W ocorre no Neógeno e é compatível com o campo de tensões atual, (Bezerra et al., 2001).

Esses dois eventos geraram padrões de falhamentos de direções preferenciais dominantes apresentando *trends* de falhas NE-SW (N40°-60°E), NW-SE (N40°-50°W), e E-W (N70°- W-E-W), sendo este último com menor expressividade (Bezerra et al., 2001; Lucena, 2005; Nogueira et al., 2006). As estruturas tectono-estrutural desenvolvidas por esses eventos são representadas por blocos abatidos do tipo *graben*, e soerguidos do tipo horsts, com rejeitos de tamanhos centimétricos a algumas dezenas de metros (Bezerra et al., 2001; Nogueira et al., 2006).

Essas feições estruturais são representadas pelo *graben* de Natal na direção NE-SW, *graben* de Parnamirim (NW-SE) e *graben* de Ceara-Mirim, NW-SE (Feitosa e Melo 1998, Nogueira et al., 2006).

Os diversos falhamentos tem grande influência no contexto hidrogeológico, como se observa em duas zonas no estuário do Rio Potengi, em decorrência do controle tectônico do *graben* de Natal. Da mesma forma, o Rio Pitimbu, controlado pelo *graben* de Parnamirim está inserido no lineamento NW-SE, no qual a porção leste sofreu um rebaixamento, onde se predomina os sedimentos eólicos e do lado oeste predomina os sedimentos do Formação Barreiras (Lucena, 2005; Nunes 2020), (Figura 2.3).

As origens das lagoas do Pium, Extremoz, Jiqui, e Bonfim estão relacionadas aos falhamentos com direções variadas que possibilita o estudo das interações das águas subterrâneas com as águas superficiais (Vasconcelos, 2009).

Segundo LUCENA (2005) a potencialidade hidrogeológica do aquífero Barreiras está associada à ocorrência desses falhamentos, onde no *graben* de Natal possui elevado potencial hidrogeológico.

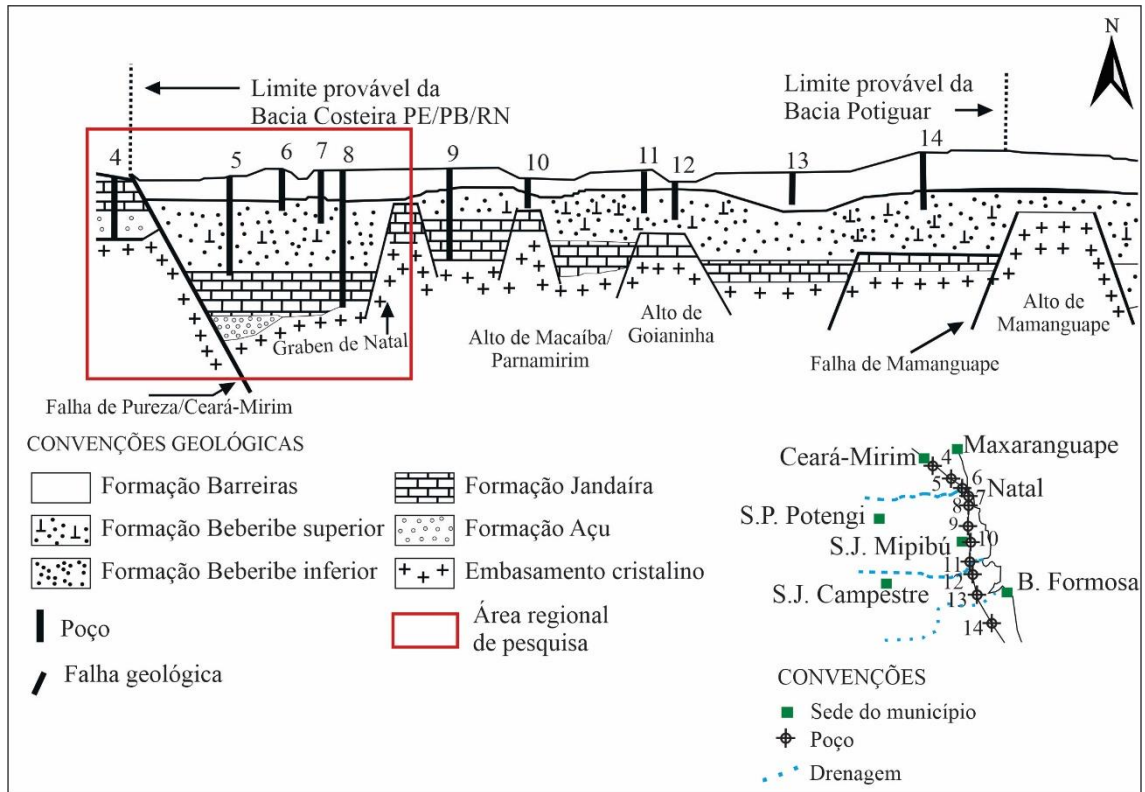


Figura 2.3 - Compartimentação estrutural da geologia regional. Adaptado de Feitosa e Melo (2008).

Capítulo 3

3. Metodologia

Este capítulo apresenta as etapas metodológicas executadas no desenvolvimento da tese, incluindo algumas etapas não contempladas nos Capítulos 4 e 5, tendo em vista que as informações foram apresentadas em formato de artigos indexados para os periódicos.

A primeira etapa do desenvolvimento da tese foi a definição do objetivo, consistindo em um objetivo geral que abarcasse a confecção de dois artigos. Após essa etapa, foi feito o levantamento bibliográfico, onde buscou analisar os relatórios internos da CAERN para coleta de dados geológicos e hidrogeológicos, testes de bombeamento de poços e perfis litológicos. Para além desse acervo, buscou-se informações em livros e periódicos sobre acerca do assunto, sendo esta, apresentada ao longo do corpo da tese.

Na segunda etapa foi realizado o levantamento de campo coletando as informações sobre os níveis freáticos (níveis dinâmico e estático), e levantamento de informações para construção do banco de dados através dos laudos geoquímicos fornecidos pela CAERN.

A construção do modelo conceitual foi realizada na terceira etapa, e buscou informações sobre as características hidrológicas, geológicas e geomorfológicas da área de pesquisa. Para isso, foi gerado os mapas temáticos com informações da potenciometria, modelo digital de elevação, além de tabulações com informações sobre discretização vertical, condutividade hidráulica, recarga e carga hidráulica. De posse desses dados, os mesmos foram inseridos no software MODFLOW gerando o modelo numérico, constituindo assim, a quarta etapa.

A quinta etapa compreendeu a calibração do modelo, sendo este realizado através dos ajustes da condutividade hidráulica.

Com o modelo calibrado, foi gerado quatro simulações de cenários, sendo este procedimento a execução da sexta etapa.

A sétima etapa foi direcionada para avaliação da qualidade da água subterrânea, determinado as zonas de concentrações de nitrato da área de pesquisa, sendo intencionalmente investigadas as amostras coletadas na estação seca para evitar as flutuações na qualidade da água causadas por possíveis recargas de curto prazo durante a estação chuvosa.

A Figura 3.1 apresenta o fluxograma com as etapas realizadas para o desenvolvimento da pesquisa.

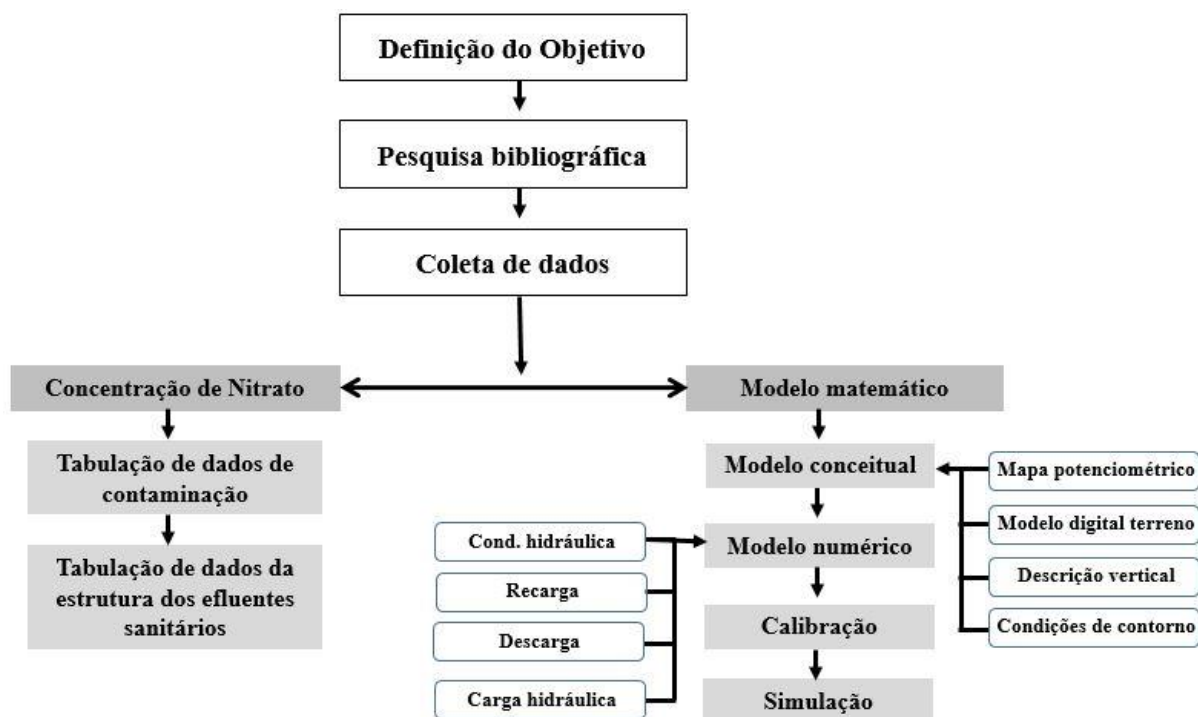


Figura 3.1 - Fluxograma metodológico para desenvolvimento da tese.

3.1. Abordagem geral sobre a Modelagem Numérica

A modelagem numérica consiste em representar matematicamente o que acontece na natureza a partir de um modelo conceitual idealizado com base nos dados de observação do sistema real (Iritani, 1998). O objetivo da modelagem é então, compreender melhor o sistema e prever situações futuras, algumas vezes do passado, para direcionar as ações de tomadas decisão (Iritani, 1998).

Os modelos matemáticos podem ser classificados como analíticos e numéricos (Cabral e Demétrio, 2008). Os modelos analíticos utilizam soluções matemáticas deduzidas para situações simplificadas, os modelos numéricos utilizam soluções matemáticas complexas e possibilitam aproximação de equações diferenciais parciais contínuas com equações discretas formando um sistema de equações algébricas, a fim de serem aplicadas nas principais técnicas numéricas, através dos métodos de diferenças finitas e de elementos finitos. (Cabral e Demétrio, 2008; Faust e Mercer, 1980).

Tanto o método de diferenças finitas quanto o de elementos finitos permitem a modelagem de fluxo de águas subterrâneas em meios heterogêneos, em três dimensões, seja a análise sobre águas em estado estacionário ou transiente (Anderson et al., 2015).

Em ambos os métodos, a equação diferencial parcial é discretizada nas variáveis espaciais X, Y e Z, todavia, o modelo de diferenças finitas seria uma representação discretizada

em um ponto, enquanto o modelo de elementos finitos seria uma representação discretizada em área (Cleary, 2007). Mais especificamente, o método de diferenças finitas fornece valores de carga em pontos chamados de nós, os quais se localizam em uma malha estipulada em área de interesse pelo usuário Cleary (2007).

O processo de modelagem de um aquífero se inicia com a definição do objetivo e segue uma sequência de etapas que ocorre através da: construção do modelo conceitual (1); escolha do pacote computacional (2); esquematização do modelo (3); calibração e verificação (4); previsão (5) (Cabral e Demétrio, 2008).

A primeira etapa é a construção de um modelo conceitual, que consiste em descrever a composição do sistema, processos relativos ao transporte e demais mecanismos e propriedades relevantes, bem como parâmetros da geometria do sistema, suas camadas geológicas, seus contornos, interconexões hidráulicas, recargas e bombeamentos. Esse processo fornece ao modelador, portanto, informações para problemas específicos (Bear et al., 1999).

A escolha do pacote computacional (2) é um passo importante na formulação matemática do problema a ser analisado. Como já existem no mercado cada vez mais pacotes de fácil interação com o usuário (*user-friendly*), a escolha tem se tornado cada vez menos complexa, (Cabral e Demétrio, 2008).

Esquematizar um modelo matemático (3) envolve escolha da discretização do problema, seleção de intervalo específico de tempo de simulação, além do estabelecimento de condições de contorno, da seleção de parâmetros do aquífero e, por fim, verificação das recargas e bombeamentos, (Cabral e Demétrio, 2008).

Outra fase importante é a de calibração e verificação (4). Ajustes são necessários, de modo que se possa avaliar com precisão cargas hidráulicas e fluxos medidos em trabalhos de campo. Havendo disponível medições relativas a vários anos, a calibração pode partir de modelo mais completo com alguns dos anos disponíveis, enquanto a verificação se daria com porção dos anos subsequentes ainda não utilizados (Cabral e Demétrio, 2008).

A previsão (5) fornece respostas necessárias para o melhor entendimento acerca do funcionamento de um sistema aquífero, quando este for submetido a bombeamentos e cargas, (Cabral e Demétrio, 2008).

O software MODFLOW é um programa para execução de modelos computacionais, utilizando diferenças finitas para simulação do estado estacionário e transiente em meio saturado, baseando-se nas equações que regem o fluxo subterrâneo que é a Lei da Conservação da Massa e a Lei de Darcy, considerando o meio heterogêneo e anisotrópico (Anderson e

Woessner, 1992). Combinadas essas duas equações acima citadas, resulta na equação fundamental de fluxo, equação 1:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + R(x, y, z, t) = S_s \left(\frac{\partial h}{\partial t} \right) \quad \text{Equação 1}$$

Onde, K_x , K_y e K_z - são os valores de condutividade hidráulica ao longo dos eixos x , y e z , respectivamente, em (L/T).

R - representa a recarga ou extrações W (fontes e sumidouros do aquífero), em (L^3/TL^3).

h - é a variação de carga hidráulica no espaço tridimensional em (L).

S_s - é o coeficiente de armazenamento específico (1/L), equivalente ao volume de água liberado por volume unitário do aquífero (L^3), o qual é submetido a um decréscimo unitário na carga hidráulica (L).

t - é a representação do tempo.

O modelo numérico apresentado nesta tese foi desenvolvido no software Visual MODFLOW Pro Classic Interface versão 2015.1, através do método de diferenças finitas, assumindo um erro da Raiz Média Quadrática (RMS) de até 10%, Anderson e Woessner (1992).

3.2. Definição do Modelo Conceitual

O Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDT) da área de estudo foi gerado a partir de curvas de nível do levantamento topográfico para a Elaboração da Base Cartográfica dos Municípios do Pólo Costa das Dunas (PRODETUR, 2006), com escala de 1:25.000 e resolução espacial de 5m. Foi utilizado o software ArcGis Desktop v.10.2 (ESRI, 2010), no módulo *Topo to Raster*. A Figura 3.2 mostra os principais alinhamentos topográficos de direções NW-SE e NE com elevações até 120m, esses alinhamentos são derivados dos dunares remanescentes na área de estudo.

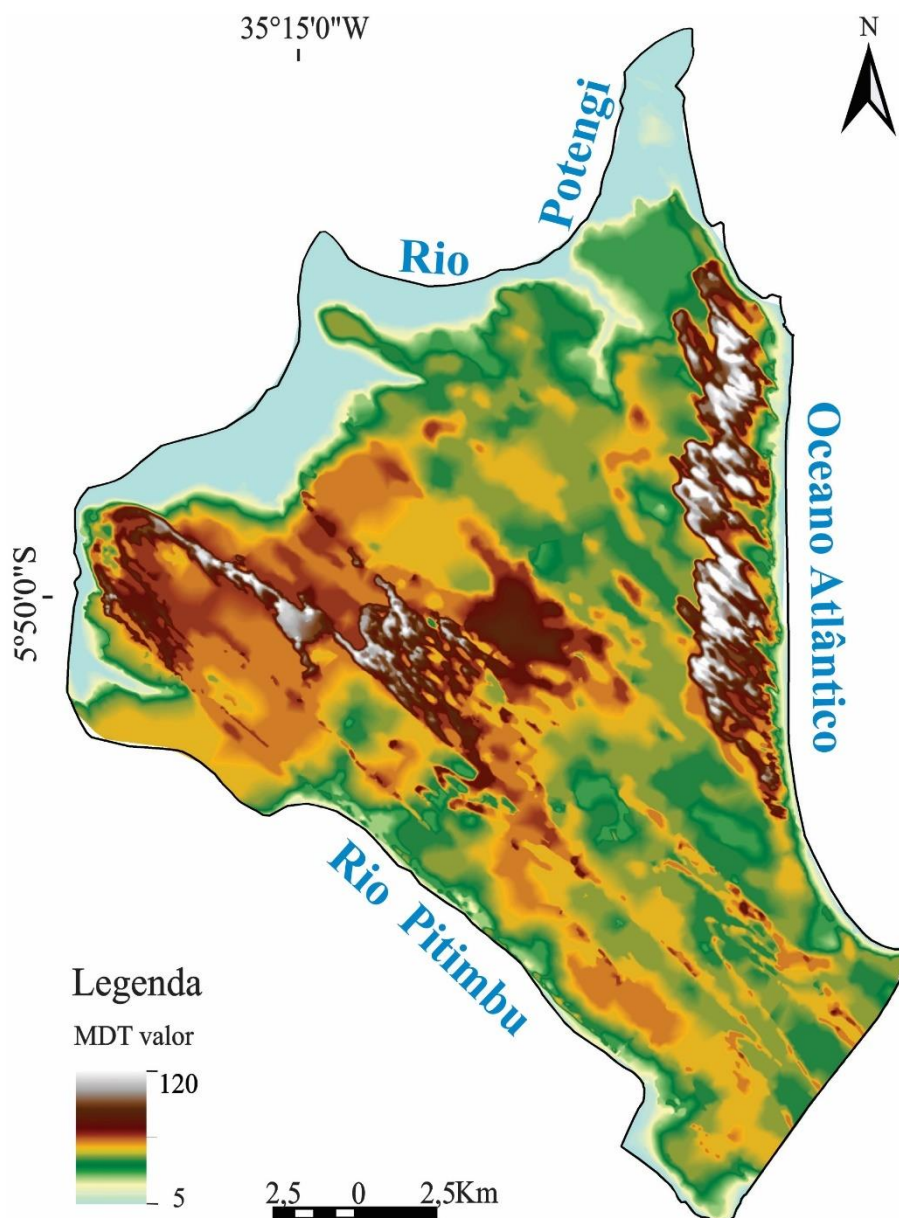


Figura 3.2 – Mapa do Modelo digital do terreno da área de pesquisa

Através dos dados de nível freático e o MDT foram obtidos os valores da carga hidráulica, estimada pela diferença entre a altitude do terreno e a profundidade do nível freático.

Esses valores foram distribuídos espacialmente numa base cartográfica, sendo feita a interpolação dos pontos, gerando as curvas de isovalores das cargas potenciométricas, através do método IDW no software ArcGis.

As curvas potenciométricas indicam uma zona elevada da superfície das águas subterrâneas à oeste da área de pesquisa, com fluxo radial que seguem em três direções principais: rumo ao Rio Potengi, ao Oceano Atlântico e ao Rio Pitimbu. Essas configurações das direções do fluxo subterrâneos estão condizentes com os fluxos subterrâneos apresentado

anteriormente por Melo (1995). Os traçados irregulares das curvas potenciométricas revelam que provavelmente as cargas hidráulicas sofrem interferências devido a exploração, bem como as diferentes condições de recarga e descarga das águas subterrâneas (Figura 3.3).

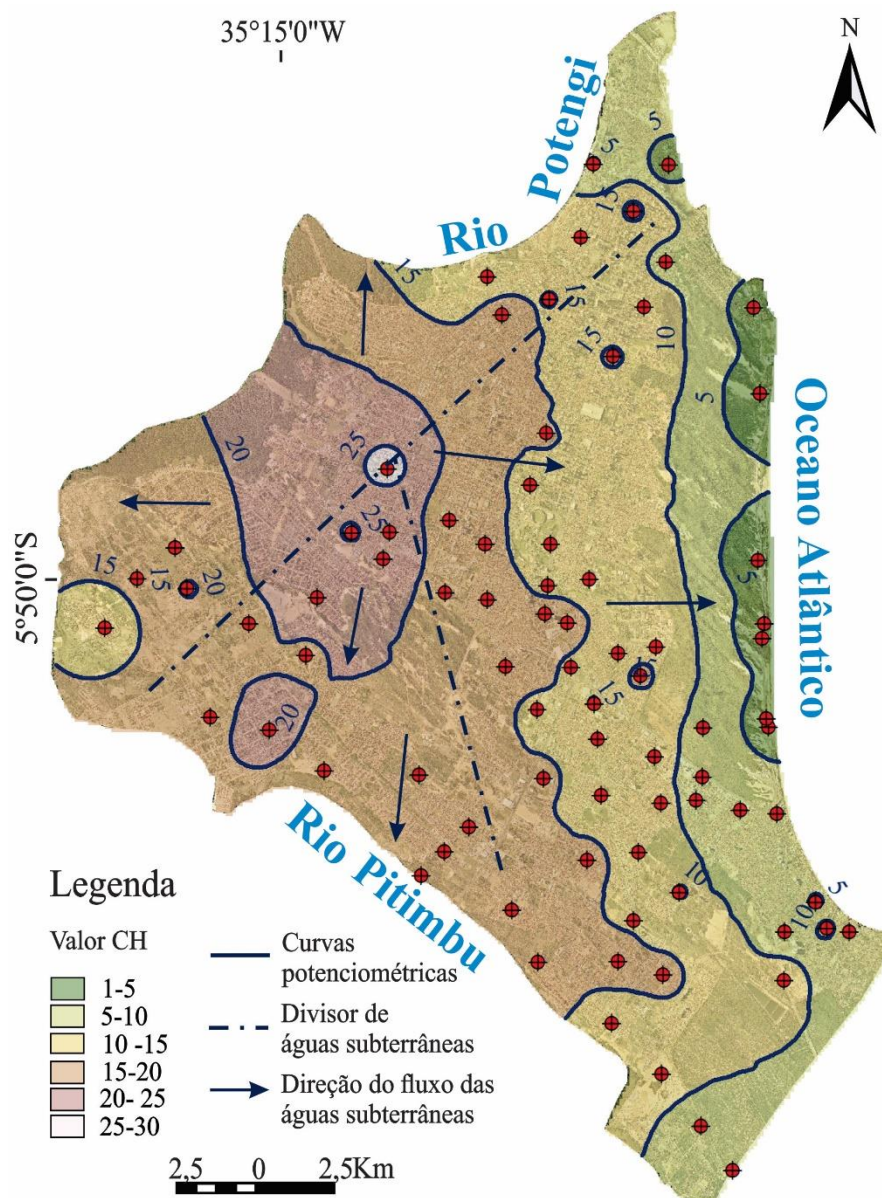


Figura 3.3 – Mapa de cargas hidráulicas, com isovalores e setas indicando as direções do fluxo subterrâneos na área de estudo.

As camadas geológicas foram definidas através de 62 poços utilizando as correlações dos perfis lito-estratigráficos, como exemplo da Figura 2.2.

Para a determinação dos valores de condutividade hidráulica (K) foram realizados análise de teste de aquífero através dos relatórios de teste de bombeamento dos Poços. Foram

selecionados 32 poços distribuídos na área de pesquisa para análise utilizando o Método de Cooper e Jacob.

Levando em consideração que o valor de condutividade hidráulica (K) encontrado através do Método de Cooper e Jacob se refere ao aquífero como um todo, foi calculado o valor estimado de condutividade para cada camada do modelo, considerando os diferentes valores de porosidade efetiva (Π_e), como fator de ponderação, e espessura saturada (h). O cálculo foi realizado pela equação 2 de RIGHETTO e DIAS (2016) a seguir:

$$K_i = \frac{h_i n e_i}{\sum_{i=1}^n h_i n e_i} \bar{K} \quad \text{Equação 2}$$

A condutividade hidráulica (K) determinada pela fórmula acima representa os valores de K nas direções x e y, sendo atribuídos os valores de 10% de K para as direções z, conforme Anderson & Woessner (1992). Os valores de condutividade hidráulica x, y e z, foram interpolados no software MODFLOW pelo método IDW (Inverso do Quadrado da Distância).

A recarga na área de pesquisa se apresenta de forma complexa ao considerar a existência da recarga natural e a recarga artificial a, principalmente ao tentar definir os limites físicos da cidade em relação ao que é natural e o que é urbano.

Desta forma, foi idealizado um zoneamento para diferenciar esses dois tipos principais de recarga, atribuindo a áreas de vegetação e solo exposto o tipo recarga natural e as áreas adensadas (construídas) o tipo recarga artificial. Para a seleção de áreas foi utilizado o método denominado Índice Normalizado de Diferença de Vegetação (NDVI) e o Índice Normalizado de Diferença de Construção (NDBI).

O NDVI é muito utilizado para detectar sobretudo áreas de vegetação, com valores que variam entre -1 a 1. O valor positivo indica a presença de cobertura vegetal que tende a ser mais densa ao ter seu valor aproximado de 1, ao passo que valores abaixo de 0 indicam áreas desprovidas de cobertura vegetal, ROUSE et al. (1974). O NDVI foi desenvolvido utilizando a equação 3:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED})/(\text{NIR} + \text{RED}) \quad \text{Equação 3}$$

Onde o NIR da equação é o canal Infravermelho próximo (0.76 - 0.90 μm) e o RED é o canal vermelho (0.63 - 0.69 μm).

O NBI é muito utilizado para diferenciar automaticamente áreas urbanas e construídas, ZHA et al. (2003). O índice NDBI é baseado no uso dos números digitais DN das bandas Infravermelho próximo e Infravermelho médio, a diferença normalizada das duas bandas é dada pela equação 4:

$$\text{NDBI} = (\text{NIR} - \text{MidIR})/(\text{MidIR} + \text{NIR}) \quad \text{Equação 4}$$

Onde NIR = Infravermelho Próximo, MidIR = Infravermelho Médio.

Através do Software ArcGis Desktop v.10.2 (ESRI, 2010), utilizando a imagem Sentinel 2 de 31/Agosto/2018, foram extraídas as informações de NDVI e NDBI, onde as áreas com respostas espectrais NDVI formam denominadas de áreas naturais, ou seja, áreas onde a recarga se comporta como natural enquanto que as áreas onde tiveram os índices acentuados do NDBI foram denominadas de áreas urbana, ou seja, áreas onde a recarga se comporta como urbana.

O resultado dessa análise pode separar as áreas em quatro zonas, onde as zonas I, II, III pertencem recargas naturais e IV pertencem a recarga artificial (Figura 3.4).

A recarga natural foi definida como a infiltração das águas de precipitação pluviométrica no solo, sendo atribuída para as 3 zonas através da equação 5:

$$R_n = P \cdot I \quad \text{Equação 5}$$

Onde R_n - recarga natural, P - precipitação, I - taxa de infiltração do solo.

Os valores de precipitações pluviométricas foram de 1550 mm/ano (ALVARES 2014) e o valor da taxa de infiltração foi de 18% (IPT1981), tendo dessa forma uma recarga natural de **279** mm/ano.



Figura 3.4 – Zoneamento das variações de recarga com base nas análises de cobertura vegetal e área construída.

A recarga artificial foi definida a partir de vários componentes que contribuem para recarregar o aquífero na área de pesquisa como: infiltração nas áreas verdes, infiltração do sistema de drenagem; infiltração de perdas de água pelo sistema de abastecimento; infiltração das descargas de efluentes sanitários lançadas no solo. A recarga artificial foi determinada através da equação 6:

$$Ra = P + D + A + E$$

Equação 6

Onde, Ra – Recarga artificial, P - infiltração nas áreas de drenagem, D - Infiltrações do sistema de drenagem, A – Infiltração por vazamentos de perdas de água na rede de distribuição de água, E – infiltração das descargas de efluentes lançadas no subsolo.

As informações sobre a infiltração nas áreas verdes da cidade de Natal foram extraídas da Lei complementar nº 208, de 07 de março de 2022, que dispõe sobre o Plano Diretor de Natal, onde determina a taxa de impermeabilização máxima permitida de 80% do lote no município. Baseado nessa determinação, foi considerado para todo limite da zona de recarga artificial um valor de permeabilidade de 20%. Desta forma se obtém $P = (A_t \times 0,2) \times 279$. Onde P - infiltração nas áreas verdes, A_t – área total da área urbana (71.56km^2), 0,2 – taxa permeabilidade urbana, 279 – infiltração pela pluviometria. Aplicando tem-se $P = (71,56 \times 0,2) \times 279 = 3922490$.

As informações sobre infiltrações de recarga induzida pelo sistema de drenagem de Natal foram retiradas do Relatório Diagnóstico do Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais da cidade do Natal/RN/2009 (Tabela 02 e Figura 3.5). O referido Plano Diretor apresenta o balanço hídrico de 3 bacias fechadas, onde adotou-se como parâmetros: a precipitação média de Natal, coeficientes de deflúvios adequados as condições das bacias e uma eficiência de recarga nos reservatórios de infiltração de 80%, desta forma obtém-se o valor de $D = 0,8 \times 18.991.220,0 = 15.192.976,0 \text{ m}^3/\text{ano}$.

Tabela 02 - Balanço hídrico das bacias fechadas de Natal

Bacia de drenagem	Superfície ha.	Coefficiente de deflúvio	Precipitação mm/ano	Volume escoado m^3/ano
I	431.80	0.60	1550	4015740
II	1145.40	0.40	1550	7101480
III	1016.00	0.50	1550	7874000
Total	2593.20		1550	18991220

Fonte: Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais de Natal/RN.

O volume de perda de água por vazamento da rede de distribuição de água foi determinado através de uma taxa de perda de 48% (CAERN 2019), referente ao montante abastecido na região Leste, Oeste e Sul de Natal, desta forma obtém-se o valor de $A = 0,48 \times 54.409.779,0 = 25.572.596,0 \text{ m}^3/\text{ano}$.

O Volume de esgoto infiltrado foi obtido através da equação 7:

$$E = (E_p - E_c) \times 0,8$$

Equação 7

Onde, E – Esgoto infiltrado, E_p esgoto produzido, E_c – Esgoto coletado, 0,8 coeficiente de infiltração de esgoto.

O esgoto produzido foi determinado pelo coeficiente de retorno de 0,8 por volume da água consumida, conforme sugerido pela norma técnica da Associação Brasileira de Normas

Técnicas ABNT (NBR 9649 Projeto de redes coletoras de efluentes sanitários. As informações sobre o volume de esgoto coletado foram disponibilizadas pela CAERN (2019). O coeficiente de infiltração de esgoto foi utilizado da metodologia da ANA (2012). Desta forma obtém-se o valor de $E = (43.527.823 - 19836687) \cdot 0,8 = 18.952.909 \text{ m}^3/\text{ano}$.

Após a determinação dos valores de cada elemento que constituem a recarga artificial, foi feita a somatória dos valores para determinar a Recarga artificial total, $R_a = 63.640.971 \text{ m}^3/\text{ano}$, esse valor corresponde a 889,34 mm/ano. O valor de infiltração correspondente aos efluentes sanitário é da ordem de 30%.

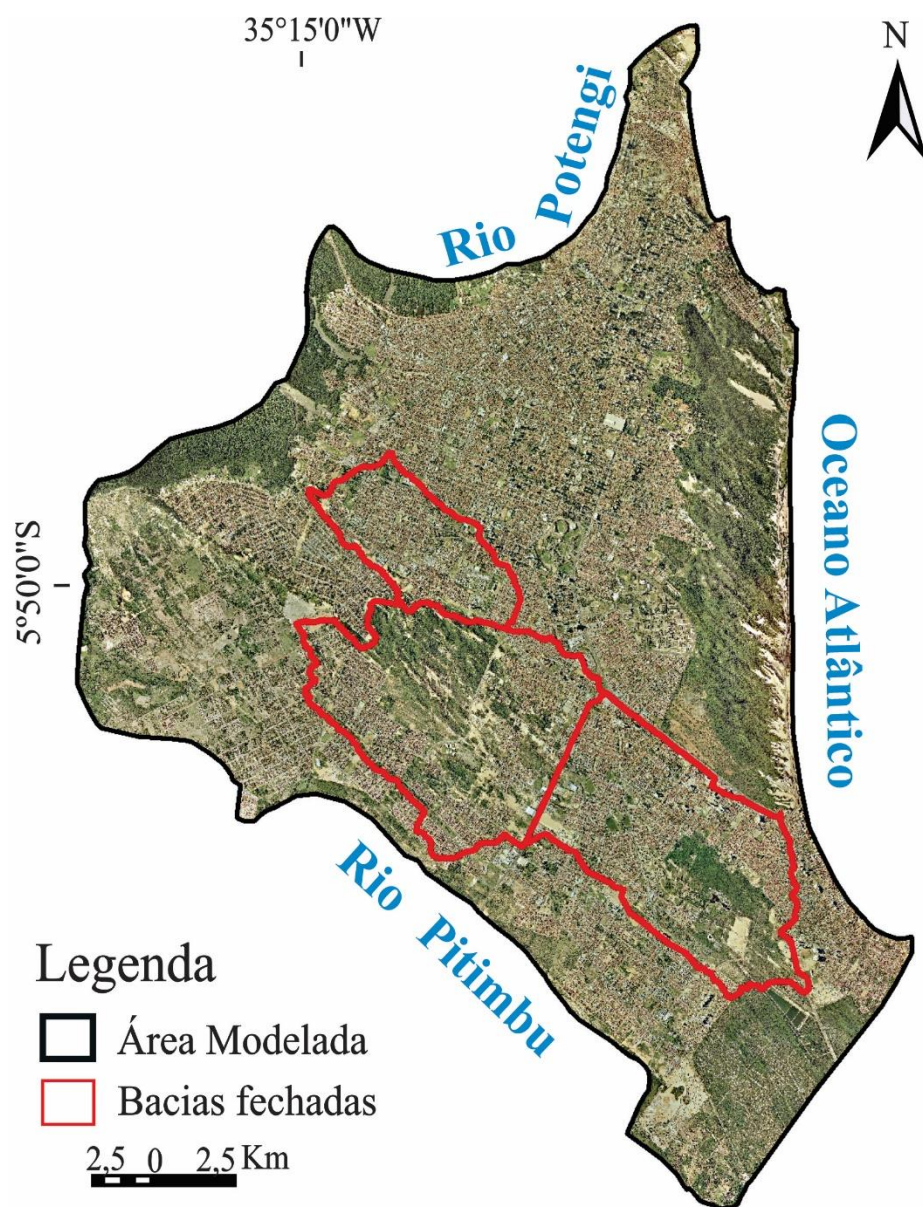


Figura 3.5 – Localização das bacias de drenagem fechadas.

A discretização da área modelada, considerando o modelo hidrogeológico conceitual permitiu estabelecer os limites hidráulicos para a distribuição das condições de contorno naturais, sendo aplicado a condição de contorno do tipo I e tipo II (Anderson & Woessner, 1992).

Na Condição de contorno tipo I (fluxo conhecido) foi admitido o Rio Potengi e rio Pitimbu. Os dados do rio Potengi foram extraídos de FRAZÃO (2003) e SOUZA et al. (2012). Os dados do rio Pitimbu foram extraídos de Righeto et al (2016). A condição de contorno tipo II (carga constante) foi atribuída para o limite da área modelada com o Oceano Atlântico, sendo de carga constante, igual a zero.

Através da interpretação dos perfis dos poços existentes na área de pesquisa, definiu o aquífero como um sistema livre, apresentando o modelo conceitual representativo com três camadas geológicas, com a estratigrafia da base para topo: Camada 3 – arenito heterogêneo fino a grosso com níveis conglomeráticos; Camada 2 – arenito heterogêneo com matriz pouco argilosa, lentes frequentes de argilito; Camada 1 – areia fina, homogênea pouco argilosa.

Para a discretização horizontal da área modelada foi dividida em 476 linhas e 391 colunas, e as camadas geológicas definem a discretização vertical.

As informações sobre os poços de exploração foram obtidas pelo Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN), totalizando 99 poços registrados incluindo poços particulares e poços da CAERN. Os valores de exploração variam de $19\text{m}^3/\text{dia}$ a $4.800\text{m}^3/\text{dia}$, totalizando uma vazão de $1.28 \times 10^5 \text{m}^3/\text{dia}$. Os valores de extração de cada poço foram distribuídos espacialmente numa base cartográfica, sendo feita a interpolação dos pontos, gerando as curvas de isovalores, através do método IDW no software ArcGis (Figura 3.6).

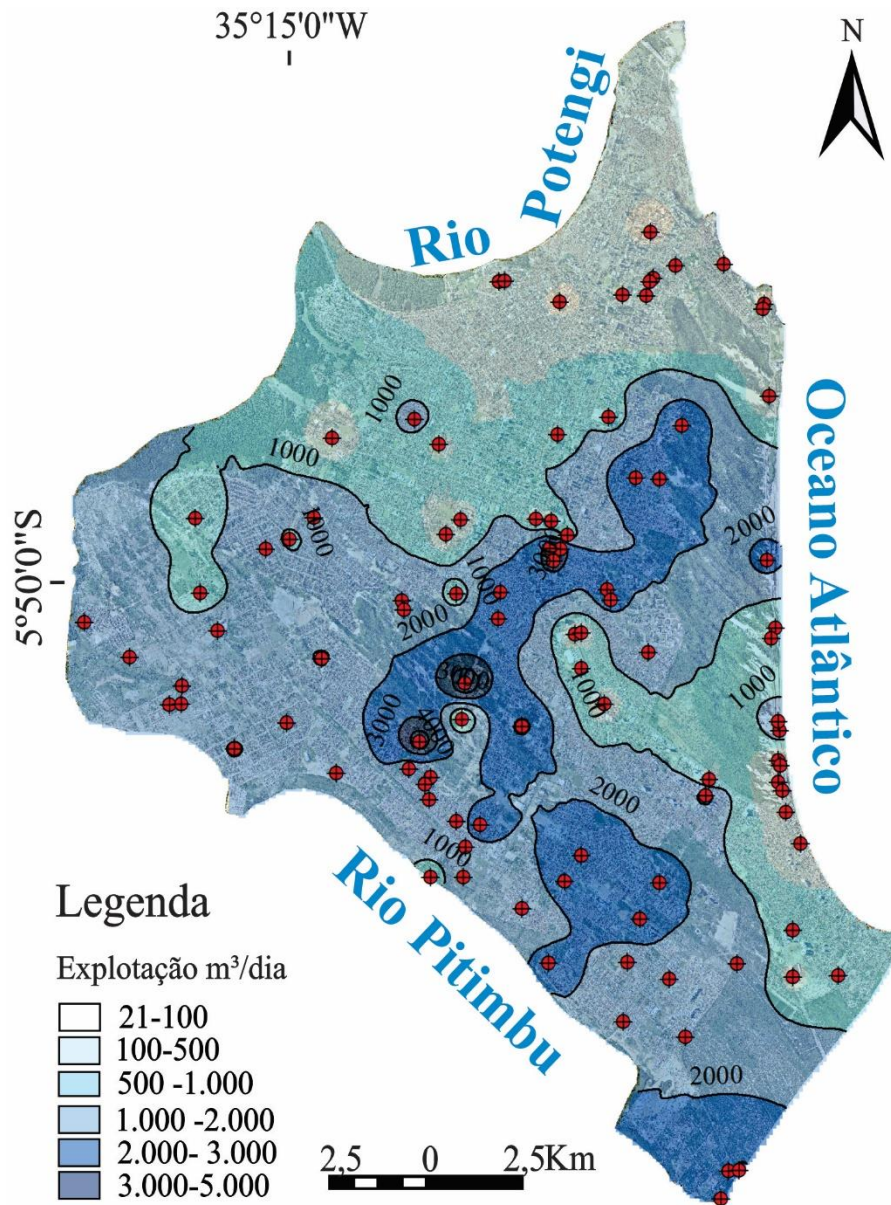


Figura 3.6 – Valores de exploração dos poços na área de pesquisa.

3.3. Concentrações de Nitrato

A tabulação dos dados sobre as concentrações de nitrato envolveu um banco de dados com 1.347 amostras no intervalo de ano de 2009 a 2021. Todavia, devido à falta sequenciamento de amostragem dos mesmos poços, assim, foram selecionados os recortes temporais do ano de 2012, 2015, 2017 e 2020, considerando o período sazonal seco entre os meses de julho a dezembro. Os dados dos poços e da estrutura de esgotamento sanitário foram disponibilizados pela companhia de abastecimento público da região. De posse dessas informações, foi confeccionado um banco de dados dessas análises químicas, onde as concentrações de nitrato foram submetidas à análise estatística básica (média, mediana, e desvio

padrão e regressão linear simples) com construções de tabelas e gráficos. Buscou-se, dessa forma, contextualizar preliminarmente a ocorrência de nitrato, além de correlacionar os padrões de comportamento da contaminação na área de estudo. Posteriormente, foram produzidos mapa temáticos de concentrações no Software ArcGis10 empregando a técnica Inverse Distance Weighted (IDW) para interpolação de inovadores.

Capítulo 4

4. Artigo submetido a periódico indexado – artigo 1

Avaliação do impacto da recarga variável em um aquífero urbano associada ao uso e ocupação do solo.

4.1. Resumo

A recarga de aquíferos não confinados urbanos é substancialmente afetada por elevadas taxas de impermeabilização do solo, enquanto que ocasionalmente pode apresentar componentes adicionais àqueles provenientes da infiltração de águas pluviométricas. Nesse caso, infiltrações provenientes de vazamentos na rede coletora de efluentes sanitários e rede de distribuição de água podem representar importantes contribuições nessas taxas de recarga. Essa conjuntura mostra-se bastante comum em algumas áreas no nordeste do Brasil, sobretudo em locais com elevado adensamento populacional e deficiências nas redes coletoras de efluentes sanitários e da rede de distribuição de água. Nesse contexto, a presente pesquisa objetivou avaliar os efeitos de uma recarga variável decorrente do uso e ocupação do solo, bem como de contribuições artificiais, no âmbito de um aquífero não confinado urbano. A metodologia utilizada foi fundamentada na elaboração de modelos numéricos e análise de cenários, enfatizando as variações das recargas artificiais. A recarga foi calculada individualizando-se áreas com maior e menor adensamento populacional, com simulações posteriores de distintas contribuições naturais e artificiais. Os resultados demonstram variações expressivas no nível freático de 15 metros em diversas áreas apresentadas no cenário crítico, o qual considerou a remoção de contribuições artificiais, bem como inversões do fluxo subterrâneo. Nesse contexto, as reservas de saturação apresentaram uma variação de cerca de 44 milhões de m³ entre o cenário atual e o cenário crítico. Os resultados ora reportados poderão contribuir para a gestão de aquíferos rasos em cenários similares, sobretudo em termos de taxas de urbanização e eficiência na rede de distribuição de água e rede de coleta de efluentes sanitários.

Palavras chaves: aquífero não confinado urbano; impermeabilização do solo; recarga artificial; reservas de saturação; modelos numéricos.

4.2. Introdução

As águas subterrâneas em áreas urbanas têm sido cada vez mais impactadas em face do constante incremento do uso e ocupação do solo, seja em caráter quantitativo, seja em caráter qualitativo. Dentre as mudanças do uso da terra que mais agravam essa situação, destaca-se a urbanização, a qual pode ocasionar alterações nas taxas de recarga dos aquíferos através da impermeabilização do solo e eventuais aportes artificiais. Estes aportes podem ser provenientes de perdas pela rede de distribuição de água e também por deficiências na rede de coleta de efluentes sanitários (Lerner, 1990; Minnig et al., 2018; Mendoza et al., 2021).

Considerando a tendência de aumento populacional no Brasil e no mundo, o abastecimento público se mostra como uma tarefa desafiadora, particularmente para aqueles centros urbanos que dependem de águas subterrâneas. Nessas áreas, o aumento natural da demanda não raro ocasiona rebaixamentos excessivos, além de modificações nas taxas de recarga decorrente da impermeabilização do solo (Mautner et al., 2020).

Nesse sentido, gerenciar as taxas de recarga de um aquífero envolve um portfólio de análises, na tentativa de equilibrar a sustentabilidade do abastecimento de água, incluindo novas alternativas de manejo no sentido de proteger ou mesmo complementar as recargas subterrâneas e superficiais (Mautner et al., 2020).

Dessa forma, entender os impactos da recarga em aquíferos, particularmente naqueles posicionados nas proximidades da linha de costa, através da definição do uso e ocupação do solo nas áreas urbanas, são de extrema importância uma vez que o escoamento superficial e a infiltração são diretamente influenciados pelas estruturas de pavimentação e construções prediais (Eshtawi et al., 2016).

Outro aspecto a ser ressaltado diz respeito às alterações nas taxas de recarga decorrentes de aportes artificiais, dentre os quais aqueles provenientes de perdas na rede de distribuição de água, mesmo que associadas com a ineficiência do sistema, bem como de deficiências na rede coletora de efluentes sanitários, associada com a infiltração de águas residuais. Esse volume de recarga pode contribuir significativamente na manutenção do equilíbrio do sistema aquífero, além de prevenir sua contaminação por intrusão salina (Melo, 2001; Costa et al., 2019; Mautner et al. 2020; Almuhaylan et al., 2020).

Em várias partes do mundo as recargas artificiais são usadas como recurso estratégicos para o auxílio de aquíferos sob stress, auxiliando na gestão dos recursos hídricos (Wendt et al., 2021). Todavia, existem uma grande complexidade em quantificar as taxas de recarga artificiais em áreas urbanas.

Nesse contexto, a utilização de modelos numéricos representa uma importante ferramenta para a gestão de sistemas aquíferos, os quais podem subsidiar a avaliação de distintos cenários decorrentes de taxas de recarga variável. Tais estudos podem auxiliar ainda no monitoramento e controle desses recursos, subsidiando as tomadas de decisões no que diz respeito a um manejo ambientalmente sustentável (Sahoo e Jha, 2017; Motallebian, 2019; Dibaj, 2020).

Em torno dessa temática, inúmeros modelos numéricos foram desenvolvidos em diferentes aspectos avaliativos, como mensurar o bombeamento máximo viável em aquíferos, avaliar a disponibilidade hídrica e o comportamento da cunha salina, avaliar séries temporais do nível das águas subterrâneas e delinear zonas de proteção e de recarga das águas subterrâneas (Guiguer et al., 2019; Varela et al., 2019; Wendt et al., 2021; Mookiah et al., 2021).

A presente pesquisa, dentro dessa conjuntura, visa avaliar os impactos da variação de taxas de recarga no cenário de um aquífero não confinado urbano, tomando-se como alvo uma área de ocorrência do Aquífero Barreiras, localizado no extremo nordeste do Brasil (Figura 4.1), utilizando abordagens de modelos numéricos.

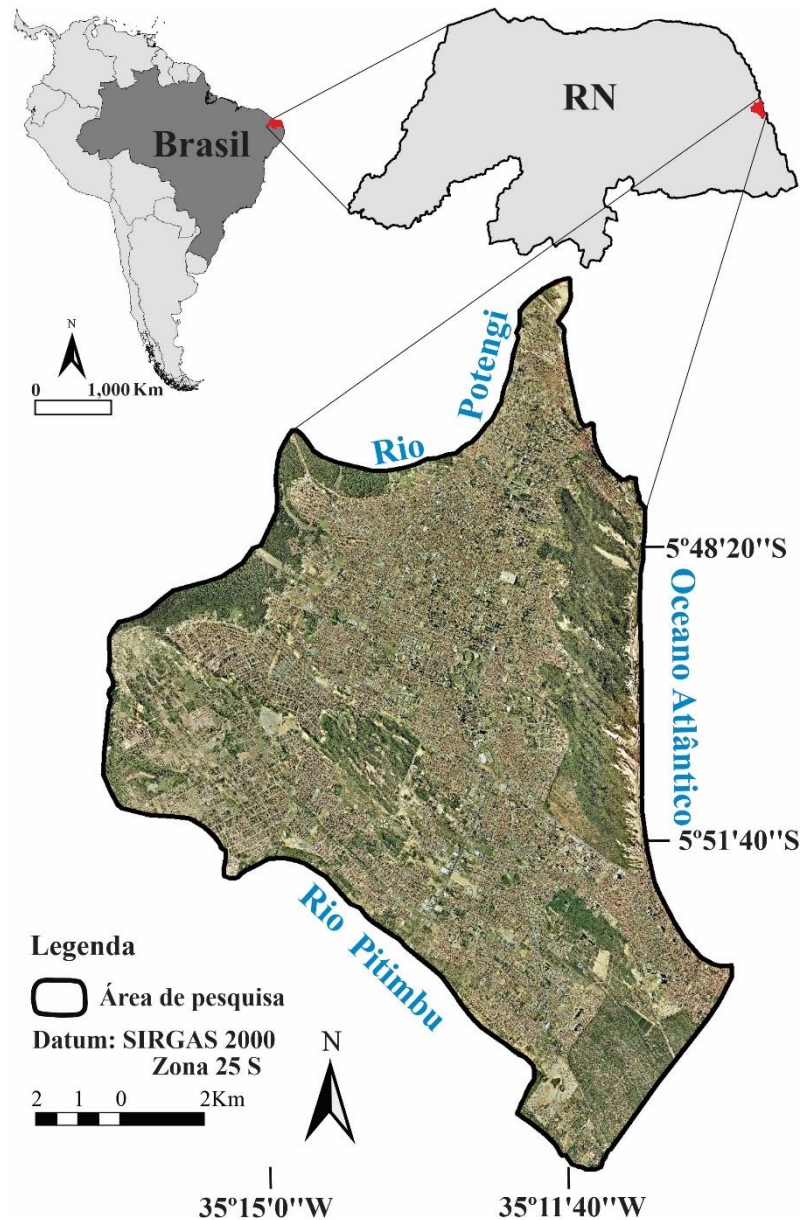


Figura 4.1 – Localização da área de estudo.

4.3. Contexto hidrogeológico

Geologicamente, a área de estudo faz parte da Bacia Costeira Oriental do Estado do Rio Grande do Norte, nordeste do Brasil. A estratigrafia regional é constituída por uma unidade basal composta por rochas gnáissicas-migmatíticas do embasamento cristalino pré-cambriano e a sequência sedimentar mesozoica sobreposta composta por rochas areníticas na base e predominantemente carbonáticas no topo, ambas detectadas apenas em perfis de poços (Fonseca et al., 1997; Souza et al., 2019; Nunes et al., 2020).

A sequência estratigráfica aflorante é constituída por rochas sedimentares da Formação Barreiras, cuja idade varia do Terciário Superior ao Quaternário inferior e posicionadas em

discordância erosional sobre as rochas sedimentares mesozóicas (Dantas et al., 2021). Capeando a Formação Barreiras, têm-se sedimentos quaternários a recentes constituídos basicamente por areias quartzosas distróficas eólicas, envolvendo diversas gerações de dunas, fixadas por vegetação nativa (dunas mais antigas) ou desnudas (dunas mais recentes), (Dantas et al., 2021).

A compartimentação tectono-estrutural regional apresenta principalmente sistemas de falhamentos com direções preferenciais N40°-60E, N40°-50°W, N70°W e menos expressivamente N350°-10°S, originando a configuração de blocos estruturais do tipo *grabens* e *horsts*, com forte influência inclusive na compartimentação estrutural de sistemas hidrogeológicos regionais (Souza et al., 2019; Nunes et al., 2020; Alves e Lucena, 2022).

O contexto hidrogeológico alvo da presente pesquisa é representado pelo Sistema Aquífero Barreiras (SAB). Esse aquífero envolve a Formação homônima e porção inferior da sequência de dunas costeiras, com geometria tabular e estratificação horizontalizada (Melo 2001, Nunes et al., 2020). Litologicamente, envolve desde arenitos a argilitos arenosos e sedimentos arenosos quartzosos. Seu caráter hidráulico é predominantemente livre, embora com semi-confinamentos localizados, este último aspecto em face da ocorrência de porções argilosas não contínuas. As espessuras variam de 28 a 99 m (Melo et al., 2013).

As potencialidades do aquífero estão condicionadas principalmente às infiltrações diretas das águas de chuva, cujo volume efetivamente infiltrado restituem as reservas de águas subterrâneas, em detrimento das descargas naturais em direção às drenagens superficiais e exploração dos poços. Os parâmetros hidráulicos médios de transmissividade e condutividade são da ordem de 3.0×10^{-3} m²/s e 1.0×10^{-4} m/s respectivamente (Melo et al., 2013). Adicionalmente, SILVA et al. (2014) definiram o valor de 7.6% como representativo para a porosidade efetiva (Π_e) do aquífero, a partir da análise e processamento computacional de imagens de lâminas delgadas da formação aquífera (Lucena et al., 2016).

Segundo MELO (2001) as águas locais do SAB são predominantemente bicarbonatadas cálcicas, embora passando para cloretadas sódicas à medida que aumenta a profundidade. Ainda segundo este autor, as águas são em geral ácidas, pH médio de 5.5, baixa salinidade, condutibilidade elétrica de 200 μ S/cm e levemente corrosivas.

Considerando que o substrato geológico aflorante é composto basicamente por sedimentos de natureza eólica, com elevadas taxas de infiltração, a adoção de recargas variáveis mostra-se imprescindível na compreensão da hidrodinâmica do sistema aquífero. Nesse caso, ressalta-se a ocorrência de áreas com elevado índice de impermeabilização do solo, em

detrimento de outras com expressiva cobertura vegetal nativa e fixadora de dunas (porções na tonalidade verde característica na Figura 4.2). Somado a esse contexto, órgãos governamentais gestores estimam perdas no sistema de abastecimento superiores a 40%, enquanto consideram substanciais aportes por infiltração de águas residuais não tratadas decorrente da deficiência da rede de coleta de efluentes sanitários.

4.4. Metodologia

Afora pesquisa bibliográfica e recuperação de dados de poços disponíveis, realizaram-se campanhas de medições de níveis com vistas à elaboração de modelo hidrogeológico conceitual da área de estudo. Este modelo conceitual do sistema aquífero contemplou ainda um Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDT), a partir de curvas de nível disponíveis (PRODETUR, 2006), com escala de 1:25.000 e resolução espacial de 5m. Nesta etapa, foi utilizado o software ArcGis Desktop v.10.2 (ESRI, 2010), com o apoio da ferramenta *Topo to Raster*.

Através dos dados de níveis freáticos e do MDT, foram obtidos os valores da carga hidráulica, estimada pela diferença entre a cota altimétrica do terreno e a profundidade do nível freático.

Valores de condutividades hidráulicas (K) foram obtidos a partir de testes de aquíferos recuperados e reinterpretados, provenientes de relatórios de perfuração da empresa governamental local responsável pelo abastecimento público (Companhia de Águas e Águas servidas do Rio Grande do Norte-CAERN). Nesse aspecto, foram selecionados 32 poços distribuídos na área de pesquisa, utilizando-se nas análises o método de Cooper e Jacob (Freeze and Cherry, 1979; Feitosa et al, 2008). Estes poços integram a rede pública local de distribuição de água, são revestidos predominantemente em 8” e apresentam vazões de exploração variando de 20 m³/h a 200 m³/h. Suas profundidades variam de 48 m a 140 m, embora ambos seccionem todo o aquífero.

Considerando que os valores de condutividade hidráulica (K) reportados dizem respeito a todo o sistema aquífero, condutividades hidráulicas para cada camada idealizada no modelo conceitual prévio foram estimadas considerando os diferentes valores de porosidade efetiva (Π_e), como fator de ponderação, e espessuras saturadas (h). Os referidos cálculos foram realizados mediante a equação 8 (Righetto e Dias, 2016).

$$K_i = \frac{h_i n e_i}{\sum_{i=1}^n h_i n e_i} \bar{K} \quad \text{Equação 8}$$

Onde: a condutividade hidráulica (K) determinada pela fórmula acima representa os valores de K nas direções x e y, sendo atribuídos os valores de 10% de K para as direções z, conforme Anderson e Woessner (1992). Os valores de condutividade hidráulica x, y e z, foram interpolados no software MODFLOW pelo método inverso do quadrado da distância-IDW (Anderson e Woessner, 1992).

A recarga, uma vez representando o parâmetro a ser caracterizado no presente estudo de forma variável e conforme a contextualização reportada, foi subdividida inicialmente em recarga natural e a recarga artificial. Desta forma, foi executado um zoneamento da área no sentido de diferenciar estes dois tipos principais de recarga, atribuindo para as áreas sem construção a denominação de recarga natural e, para as áreas edificadas, a denominação de recarga artificial. Para a individualização dessas áreas foi utilizado o método denominado Índice Normalizado de Diferença de Vegetação (NDVI) e o Índice Normalizado de Diferença de Construção-NDBI (Musse et al., 2018).

O NDVI é muito utilizado para detectar sobretudo áreas de vegetação, com valores que variam entre -1 a 1. O valor positivo indica a presença de cobertura vegetal que tende a ser mais densa ao ter seu valor aproximado de 1, ao passo que valores abaixo de 0 indicam áreas desprovidas de cobertura vegetal, (Rouse et al., 1974; Musse et al., 2018). O NDVI foi desenvolvido utilizando a equação 9.

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED) \quad \text{Equação 9}$$

Onde o NIR é o canal Infravermelho próximo (0.76 - 0.90 μm) e o RED é o canal vermelho (0.63 - 0.69 μm). O NBI é muito utilizado para diferenciar automaticamente áreas urbanas e edificadas (Zha et al., 2003). O índice NDBI é baseado no uso dos números digitais DN das bandas Infravermelho próximo e Infravermelho médio, sendo a diferença normalizada das duas bandas dada pela equação 10.

$$NDBI = (NIR - MidIR) / (MidIR + NIR) \quad \text{Equação 10}$$

Onde NIR = Infravermelho Próximo, MidIR = Infravermelho Médio.

Através do Software ArcGis Desktop v.10.2 (ESRI, 2010) e utilizando-se uma imagem Sentinel-2 (ESA, 2018), foram extraídas as informações de NDVI e NDBI sobreposta, onde as áreas com respostas espectrais NDVI formam denominadas de áreas naturais, ou seja, áreas onde a recarga se comporta como natural enquanto que as áreas onde tiveram os índices acentuados do NDBI foram denominadas de áreas edificadas, ou seja, áreas onde a recarga se comporta como artificial.

Nesse procedimento, quatro subáreas foram individualizadas, sendo as zonas I, II, III caracterizadas como áreas de recargas naturais e IV como área de recarga artificial (Figura 4.2).



Figura 4.2 – Zoneamento das variações de recarga com base nas análises de cobertura vegetal e área construída.

A recarga natural estimada considerando a infiltração das águas de precipitação pluviométrica no solo, sendo atribuída para as 3 zonas a partir da equação 11.

$$Rn = P \cdot I$$

Equação 11

Onde, Rn: recarga natural; P: precipitação; I: taxa de infiltração do solo.

Os valores de precipitações pluviométricas e taxa de infiltração adotados foram de 1550 mm/ano (Alvarez et al., 2014) e 18% (Melo et al., 2013), respectivamente, tendo dessa forma uma recarga natural de 279 mm/ano.

A recarga artificial foi estimada considerando fatores como infiltração nas áreas verdes, infiltração do sistema de drenagem, infiltração de perdas de água pelo sistema de abastecimento e infiltração de águas servidas lançadas no solo. Essa recarga artificial foi estimada através da equação 12.

$$Ra = P + D + A + E \quad \text{Equação 12}$$

Onde, Ra – Recarga artificial, P - infiltração pela área verde, D - Infiltrações do sistema de drenagem, A – Infiltração por vazamentos de perdas de água na rede de distribuição de água, E – infiltração das descargas de águas servidas lançadas no subsolo.

As informações sobre a infiltração pelas áreas verdes na área de estudo (Lei complementar nº 208, de 07 de março de 2022), revelam uma taxa de impermeabilização do solo máxima permitida de 80% da área do lote/propriedade considerada no município. Baseado nessa determinação, considerou-se para todo limite da zona urbana um valor de área verde de 20%. Desta forma, o valor da infiltração decorrente das áreas verdes (P) pode ser estimado pela equação 13.

$$P = (At \cdot 0,2)279 \quad \text{Equação 13}$$

Onde, P - infiltração pela área verde, A_t – área urbana total (km^2), 0,2 – taxa permeabilidade do solo, 279 – índice de infiltração anual pela pluviometria.

Adicionalmente, taxas de infiltrações provenientes de recarga induzida pelo sistema de drenagem superficial da área foram obtidas em Lei complementar Nº 124, de 30 de junho de 2011, a qual apresenta um balanço hídrico local para três (3) bacias fechadas (Figura 4.3), considerando-se a precipitação média, coeficientes de deflúvios e eficiência de recarga nos reservatórios de infiltração de 80%.

O volume de perda de água por vazamento da rede de distribuição de água (A) é estimada pela companhia de abastecimento público da região em 48%, com um volume disponibilizado informado de cerca de 54,409,779 m^3/ano .

O volume produzido e infiltrado de águas residuais não tratadas é estimado por um coeficiente de retorno de 0.8 por volume da água consumida, conforme ABNT (2000), podendo ser obtida a partir da equação 14.

$$E = (Ep - Ec)0,8 \quad \text{Equação 14}$$

Onde, E representa o volume total de águas servidas infiltrado, E_p e E_c representam os volumes produzido e coletados, respectivamente.

As informações sobre o volume de águas residuais coletado foram disponibilizadas igualmente pela companhia de abastecimento público local.

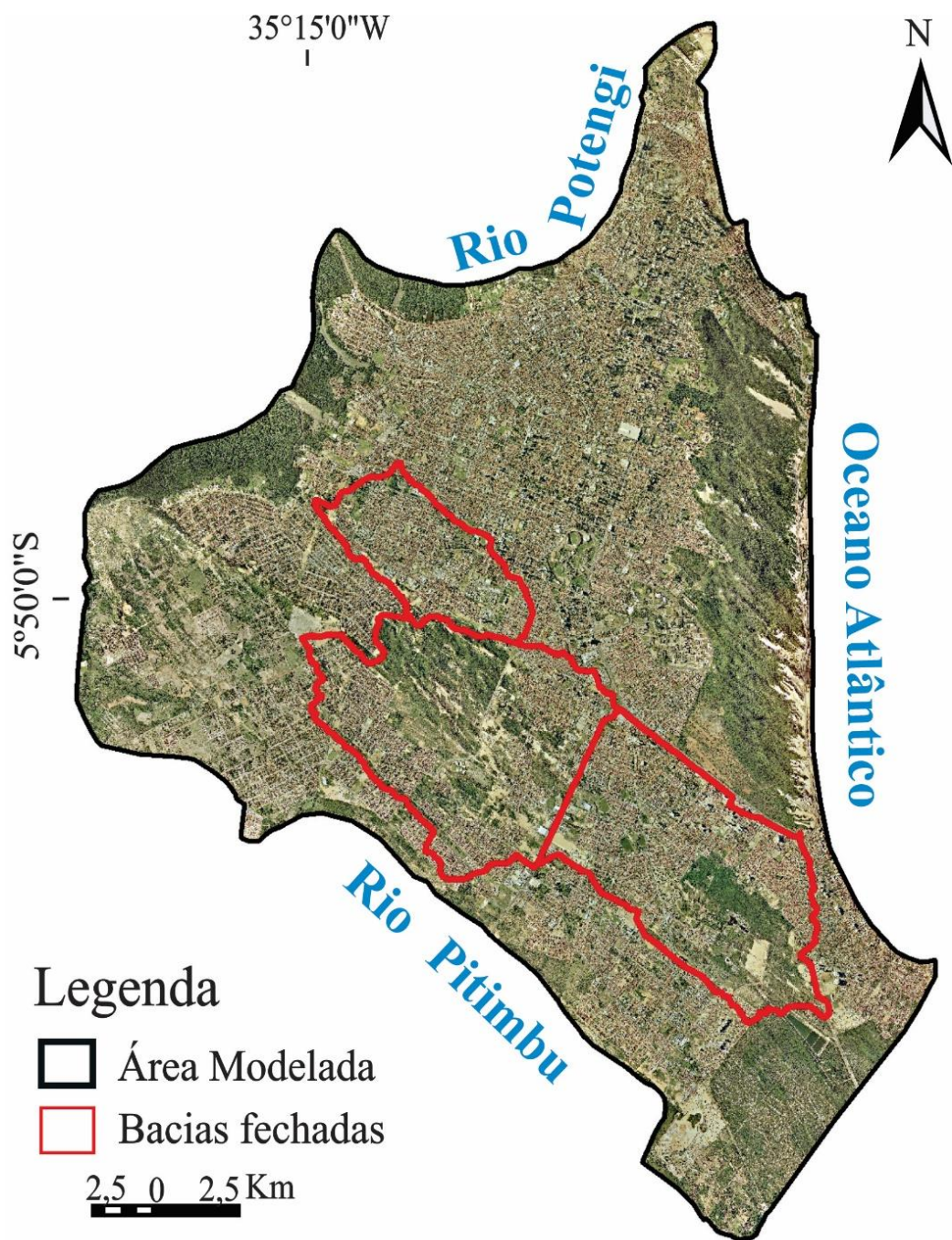


Figura 4.3 – Mapa de localização das bacias de drenagem fechadas.

A Figura 4.4 apresenta uma síntese da composição das taxas de recarga consideradas no contexto estudado e envolvendo distintos cenários de contribuição.

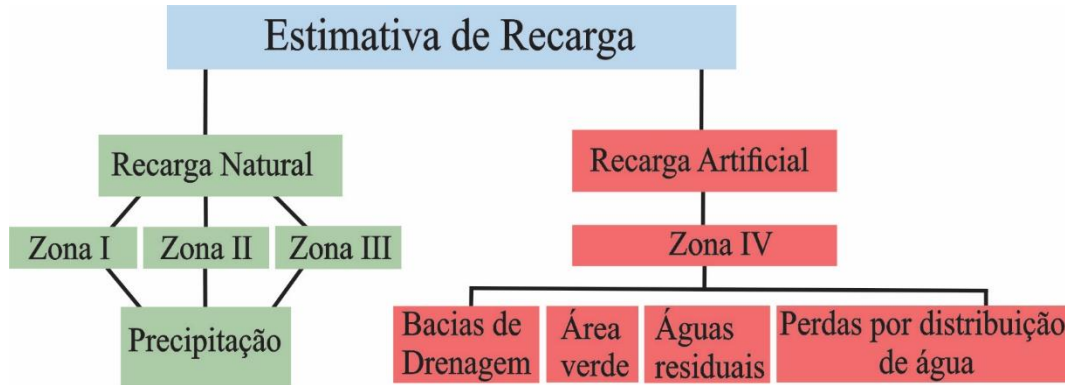


Figura 4.4— Composição da taxa de recarga, considerando as distintas contribuições em termos de aportes naturais e artificiais.

O software MODFLOW é um programa para execução de modelos computacionais, utilizando diferenças finitas para simulação do estado estacionário e transiente em meio saturado (Anderson e Woessner, 1992; Harbaugh, 2005; Hanson et al., 2014). O mesmo acha-se fundamentado nas equações que regem o fluxo subterrâneo, particularmente a Lei da Conservação da Massa e a Lei de Darcy, considerando o meio heterogêneo e anisotrópico (Anderson e Woessner, 1992). Combinadas essas duas equações acima citadas, tem-se a equação fundamental de fluxo (Equação 15).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + R(x, y, z, t) = S_s \left(\frac{\partial h}{\partial t} \right) \quad \text{Equação 15}$$

Onde,

Kx, Ky e Kz - são os valores de condutividade hidráulica ao longo dos eixos x, y e z, respectivamente, em (L/T).

R - representa a recarga ou extrações W (fontes e sumidouros do aquífero), em (L³/TL³).

h - é a variação de carga hidráulica no espaço tridimensional em (L).

Ss - é o coeficiente de armazenamento específico (1/L), equivalente ao volume de água liberado por volume unitário do aquífero (L³), o qual é submetido a um decréscimo unitário da carga hidráulica (L).

t - é a representação do tempo.

Nos modelos de fluxo estacionário o coeficiente de armazenamento específico é igual a zero, enquanto que a derivada de carga hidráulica em relação ao tempo não é considerada (Cleary, 1989).

No contexto da metodologia das diferenças finitas, a área de estudo foi configurada na forma de uma malha, sendo esta discretizada em células (Guo e Langevin, 2002, Harbaugh 2005; Hanson et al., 2014). A parametrização dessa discretização foi conduzida no sentido de se buscar uma maior precisão nos modelos numéricos aplicados (Oliveira, 2002; Hanson 2014).

Após a discretização, e considerando o modelo hidrogeológico conceitual definido para a área, com base em relatórios de poços recuperados, estabeleceu-se os limites hidráulicos para a distribuição das condições de contorno naturais. Nesse aspecto, aplicaram-se condições de contorno do tipo I e tipo II (Anderson e Woessner, 1992).

Para a condição de contorno tipo I, referente a fluxo conhecido, foram considerados os limites associados aos dois rios principais da área (Frazão, 2003; Souza et al., 2012; Righetto et al., 2016). A condição de contorno tipo II, referente a carga hidráulica constante, foi atribuída para o limite da área com o Oceano Atlântico, considerando-se essa carga igual a zero (Figura 4.5).

Através da interpretação dos perfis dos poços existentes na área de pesquisa, o aquífero foi determinado como sendo de caráter hidráulico predominantemente não confinado. O modelo conceitual representativo foi definido com três camadas geológicas, apresentadas da base para topo da seguinte forma: Camada 3 – arenito fino a grosso com níveis conglomeráticos e esparsas ocorrências de lentes argilas; Camada 2 – arenito fino a médio, com intercalações argilas; Camada 1 – coberturas arenosas.

Dessa forma, a discretização horizontal da área foi composta por 476 linhas e 391 colunas, enquanto que as camadas geológicas reportadas definiram a discretização vertical.

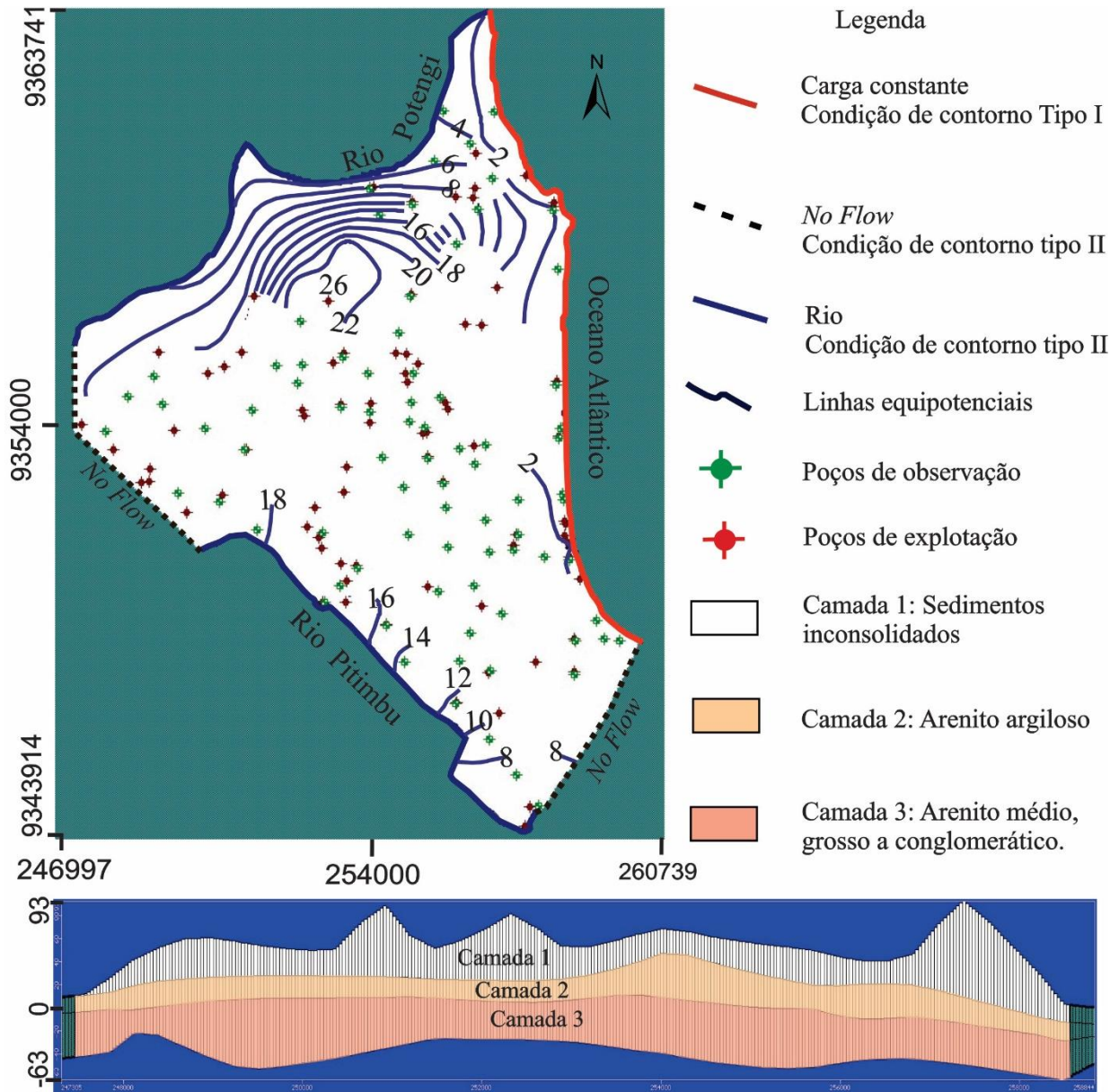


Figura 4.5– Condições de contorno adotadas na área de estudo; condição de contorno tipo I: rio; condição de contorno tipo II: carga constante igual a zero.

Adicionalmente aos modelos de fluxo elaborados mediante distintos cenários de taxas de recargas naturais e artificiais, uma análise do impacto desses cenários nas reservas de saturação foi efetuada, sendo tais reservas estimadas para cada cenário de espessuras saturadas através da equação 16.

$$Vs_i = A \cdot n_e \cdot H_i$$

Equação 16

Onde:

A = área de ocorrência do aquífero (L²).

n_e = porosidade efetiva do aquífero (adm.).

H_i = espessura saturada mínima (L), calculada através da diferença entre a cota do nível freático e a cota base (limite da base do aquífero definida através dos poços).

As referidas avaliações foram realizadas a partir das informações dos valores de área de ocorrência do aquífero e espessura saturada, ambas extraídas no modelo numérico calibrado do MODFLOW, além das cotas altimétricas do MDT.

4.5. Resultados e discussão

De acordo com as equações reportadas se obteve os valores de recarga natural de 10,350,900 m³/ano e recarga artificial de 3,922,490 m³/ano nas áreas verdes, 15,192,976 m³/ano pelas bacias de drenagem, 25,572,596 m³/ano pela perda de água por vazamento da rede de distribuição de água e 18,952,909 m³/ano pelas águas servidas. Estes dados subsidiaram as estimativas de recarga para área, considerando-se os distintos cenários em termos de uso e ocupação do solo e recarga artificial.

Somado a isso, a tabela 03 apresenta dados relativos ao balanço hídrico das bacias fechadas da área.

Tabela 03 - Dados do balanço hídrico das bacias fechadas da área de Natal.

Bacia de drenagem	Superfície ha.	Coeficiente de deflúvio	Precipitação mm/ano	Volume escoado m ³ /ano
I	431.80	0.60	1,550	4,015,740
II	1,145.40	0.40	1,550	7,101,480
III	1,016.00	0.50	1,550	7,874,000
Total	2,593.20		1,550	18,991,220

Após a determinação dos valores de cada elemento que constituem a recarga artificial, foi feito a somatória dos valores no sentido de determinar a recarga artificial total R_a , mensurada em 63,640,971 m³/ano.

Para o modelo numérico, foi utilizado valor de recarga natural de 279 mm/ano nas zonas I, II e III (figura 02), sendo esses valores fixados para todos os cenários simulados. Já os valores atribuídos para a zona IV foram calculados a partir da recarga de 889 mm/ano, considerando a retirada em percentual de recarga para cada cenário (tabela 04).

Tabela 04 - Estimativa de Recarga e os cenários par área de estudo.

Estimativa de Recarga			
Recarga Natural	Valores (m ³ /ano)	mm/ano	%
Zona I	3,610,260	279	35
Zona II	3,518,190	279	34
Zona III	3,222,450	279	31
Total	10,350,900		100
Recarga Artificial			
Área verde	3,922,490	54.81	6
Bacia de Drenagem	15,192,976	212	24
Perdas por distribuição de água	25,572,596	357	40
Águas residuais	18,952,909	265	30
Total	63,640,971	889.34	100
TOTAL	73,991,871		
Cenários			
Cenários	Situação atual do Aquífero	Recarga (mm/ano)	
CI	Retirada de 50% da recarga das águas residuais	756	
CII	Retirada de 100% da recarga das águas residuais	624	
CIII	Retirada de 50% da recarga de águas residuais e 50% de perdas por distribuição de água	578	
CIV	Retirada de 100% da recarga das águas residuais e 100% por perdas na distribuição de água	267	

O resultado da modelagem numérica apresenta uma configuração atual do Aquífero Barreiras na área de pesquisa, com todas as recargas existentes e exploração por bombeamentos. O modelo numérico, associado ao modelo conceitual previamente delineado para a área, foi calibrado com um erro de raiz média quadrática (RMS) de 7.2%, correlação de resíduos de cargas (calculadas e observadas) inferior a 10% (Figura 4.6) e balanço de massa inferior a 1% (tabela 05). A partir desse contexto foram realizadas quatro simulações, apresentando os cenários considerando apenas as alterações das variações de recarga artificial a partir da retirada dos percentuais de águas servidas e perdas da rede de distribuição de água, mantendo as mesmas explorações dos poços.

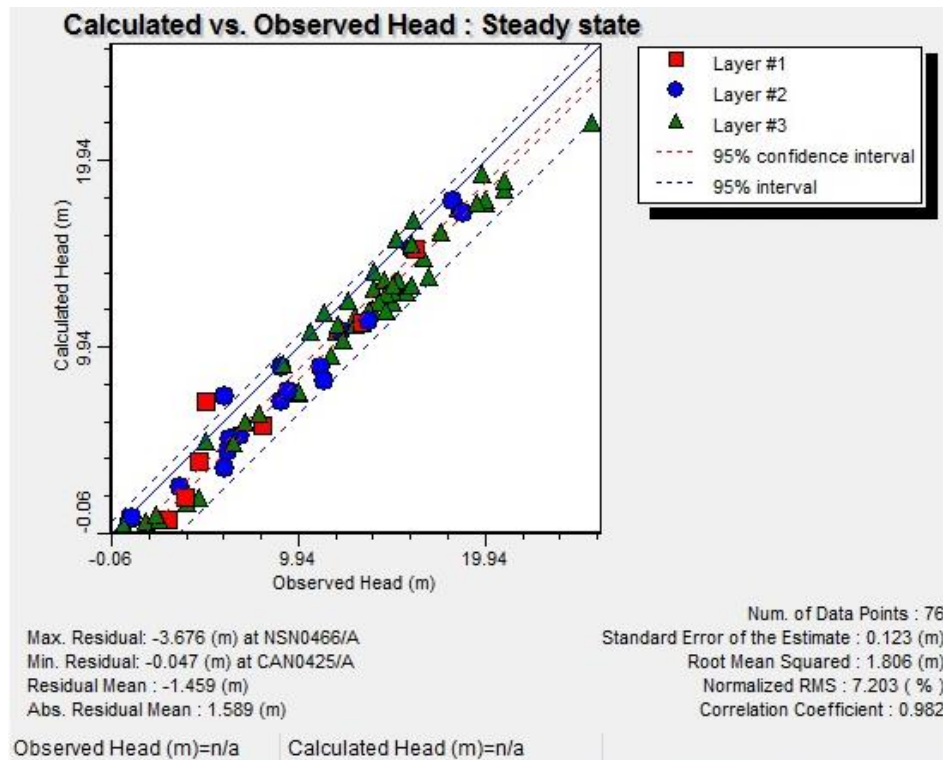


Figura 4.6—. Correlação entre as cargas hidráulicas observadas e calculadas.

Tabela 05 - Balanço de massas obtido após a calibração do modelo numérico.

Balanço de Massa		
	Entrada (m ³ /dia)	Saída (m ³ /dia)
Carga Constante	20395.77	83928.99
Rios	34805.75	55434.41
Poços	0	108133
Evapotranspiração	0	10378.88
Recarga	202673.7	0
Total	257875.22	257875.28
Discrepância	0.06%	

Conforme a análise da tabela 05, 78% do total de aportes no sistema é proveniente da recarga total. Os rios contribuem com uma parcela de 13.5% e 8% das cargas constantes. A saída da água do sistema ocorre em 41,9% pela exploração dos poços, 32,5% ocorre pelo Oceano Atlântico, 21,5% alimentam os rios, 4% saem pela evapotranspiração.

Na configuração atual e com uma recarga da ordem de 889 mm/ano, os níveis potenciométricos se apresentam com valores máximos de 17.5 m a 22.5 m na porção oeste e central, enquanto que as cotas mais reduzidas, em geral inferiores a 10 m, são caracterizadas em toda porção leste e extremo noroeste da área, já nas imediações do Rio Potengi (Figura 4.7).

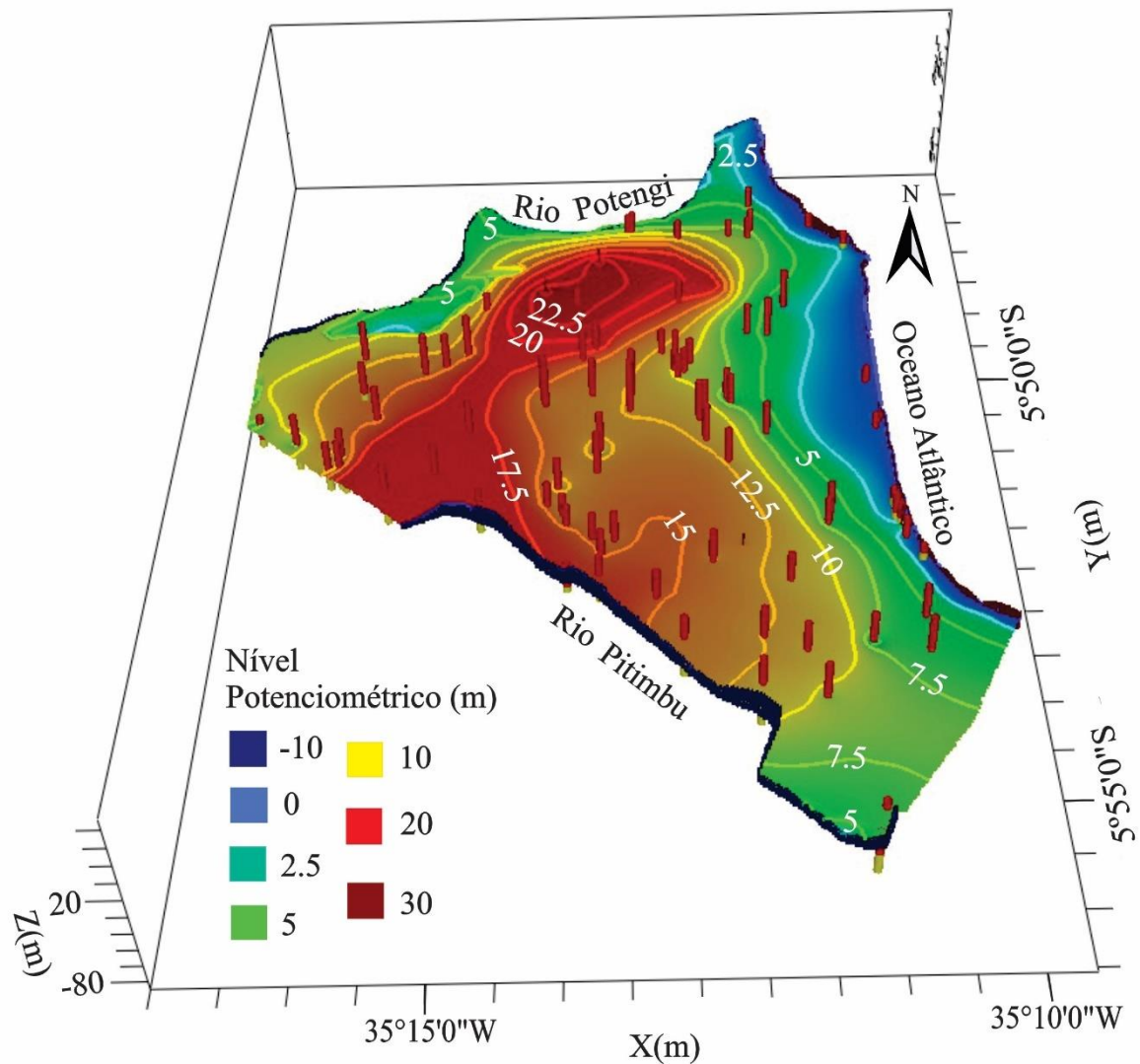


Figura 4.7— Configuração atual do aquífero com recarga de 889 mm/ano.

A figura abaixo mostra as variações do nível potenciométrico na medida em que se retira os percentuais da recarga no aquífero (Figura 4.8).

A retirada de 50% da contribuição de recarga pelas águas servidas (756 mm/ano) (Figura 4.8A), mostra uma diminuição de 2.5m na faixa nordeste da área, e um leve recuo dos níveis potenciométrico de leste para oeste. A porção sul da área se manteve com os mesmos níveis apresentando valores semelhantes.

Na retirada de 100% da contribuição de recarga pelas águas servidas (624 mm/ano), (Figura 4.8B) nota-se uma diminuição de 5m na faixa norte. Na porção central da área observou-se recuo mais efetivo dos níveis potenciométrico onde rebaixaram em torno de 2.5m.

A porção sul da área se manteve com os mesmos níveis potenciométrico apresentando valores semelhantes.

A retirada de 50% das águas servidas e 50% da perda da rede de distribuição de água (578mm/ano), (Figura 4.8C), nota-se um contínuo diminuição dos níveis potenciométrico para norte, e na parte central o recuo efetivo da potenciometria de leste para oeste. A porção sul da área se manteve com os mesmos níveis apresentando valores semelhantes.

Com a retirada de 100% das águas servidas e 100% da perda da rede distribuição de água (267 mm/ano), (Figura 4.8D), observa-se que a diminuição dos potenciométrico na porção nordeste é da ordem de 15m a 7.5 m. Na parte central da área ocorre a diminuição de 15m. A porção sul da área se manteve com os mesmos níveis potenciométrico apresentando valores semelhantes.

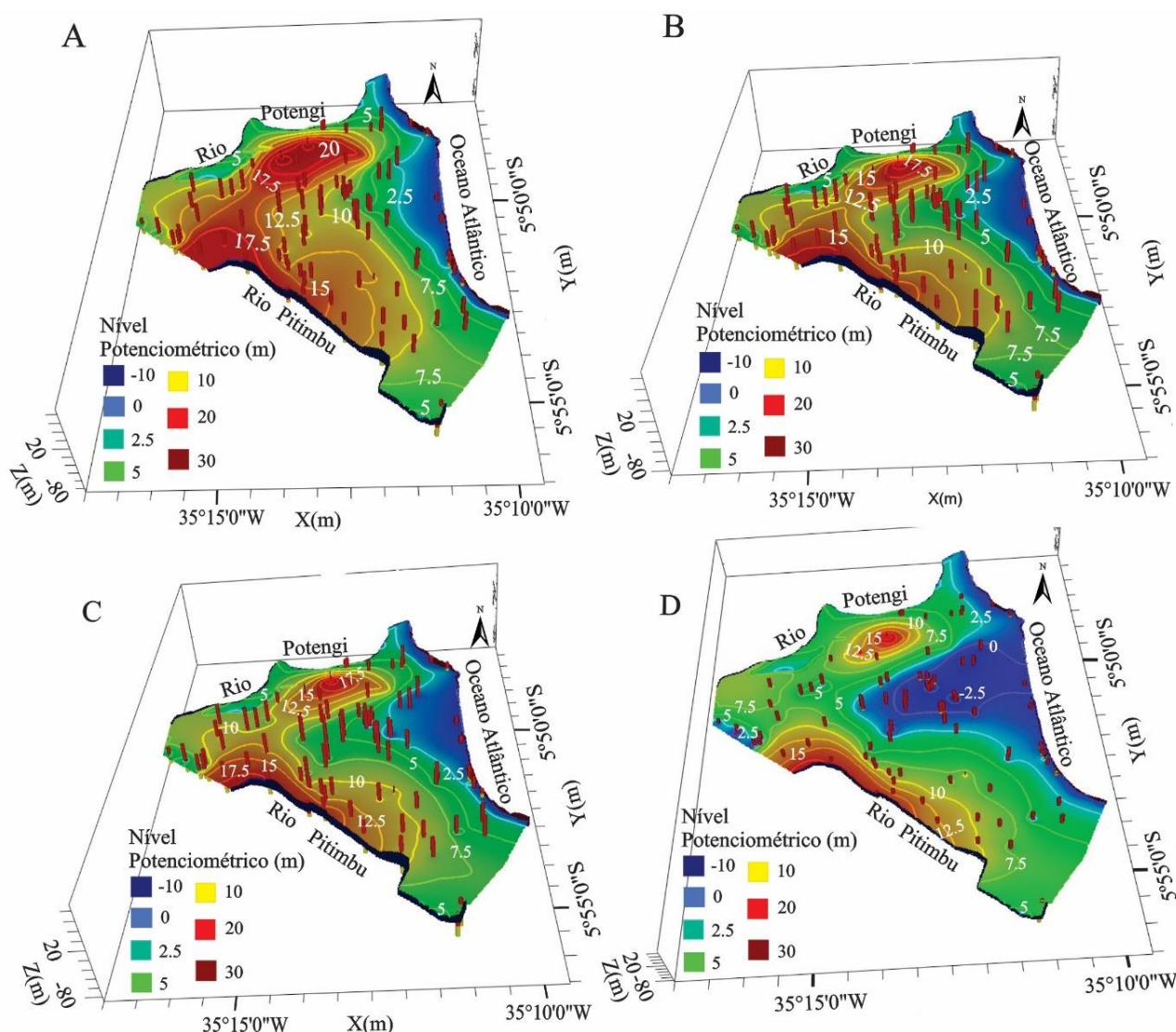


Figura 4.8 - Variação dos níveis potenciométricos de acordo com a variação da recarga; diminuição em 50% (A) e 100% (B) da contribuição da recarga artificial proveniente da infiltração de águas residuais (recarga considerada de 756 mm/ano e 624 mm/ano, respectivamente); diminuição em 50% das contribuições provenientes da infiltração de águas residuais e 50% de perdas pela rede de distribuição de água (recarga considerada de 578 mm/ano) (C); contribuição proveniente de recarga artificial: drenagem e área verde, 267mm/ano (D).

Os mapas de vetores de velocidade (Figura 4.9) mostram a tendência geral do fluxo subterrâneo da Camada 2. O comportamento dos vetores que representa a configuração atual do aquífero (Figura 4.9A), revela três segmentos direcionais principais de fluxo subterrâneo nos sentidos do Rio Potengi, Oceano Atlântico e Rio Pitimbu, compatíveis com MELO (2001). A variação da amplitude dos vetores na camada em diferentes setores está diretamente associada à velocidade do fluxo em relação a condutividade hidráulica.

As variações da carga hidráulica entre a Figura 4.9A e 4.9B, perceptível, sobretudo nos setores norte e central da área, são da ordem de até 25 m. A Figura 4.9C evidencia avanço na ocorrência de células secas nas camadas 1 e 2, considerando o cenário atual (acima) e aquele

com a retirada de 100% das contribuições provenientes da infiltração de águas residuais e perdas na rede de distribuição de águas, associadas à recarga artificial.

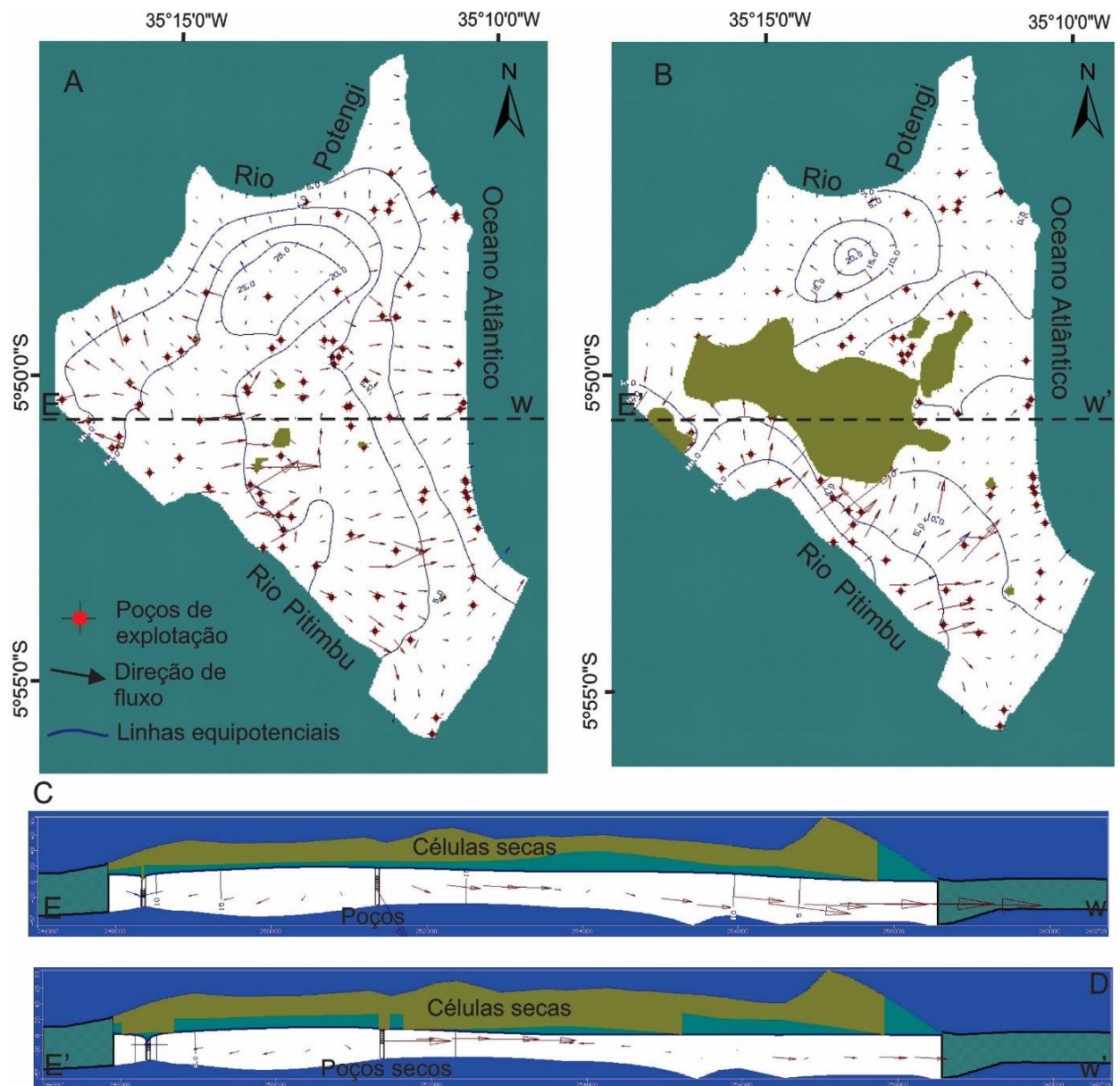


Figura 4.9 - Mapa de vetores de velocidade e direção de fluxo na camada 2; configuração atual do aquífero (A); cenário considerando a retirada de 100% das contribuições provenientes de recarga artificial (B); avanço na ocorrência de células secas nas camadas 1 e 2, considerando o cenário atual (acima) e aquele com a retirada de 100% dos aportes artificiais (abaixo) (C).

As características vetoriais de velocidade e fluxo no cenário extremo de diminuição de 100% da contribuição artificial (Figura 4.10A), evidenciam uma tendência de inversão do fluxo subterrâneo a partir dos limites hidráulicos considerados e no sentido da região central da área (Figuras 4.10B e 4.10C).

Essa tendência de inversão é igualmente caracterizada na seção da Figura 4.10D, ressaltando-se a linha de costa e evidenciando o risco de intrusão salina no sistema aquífero.

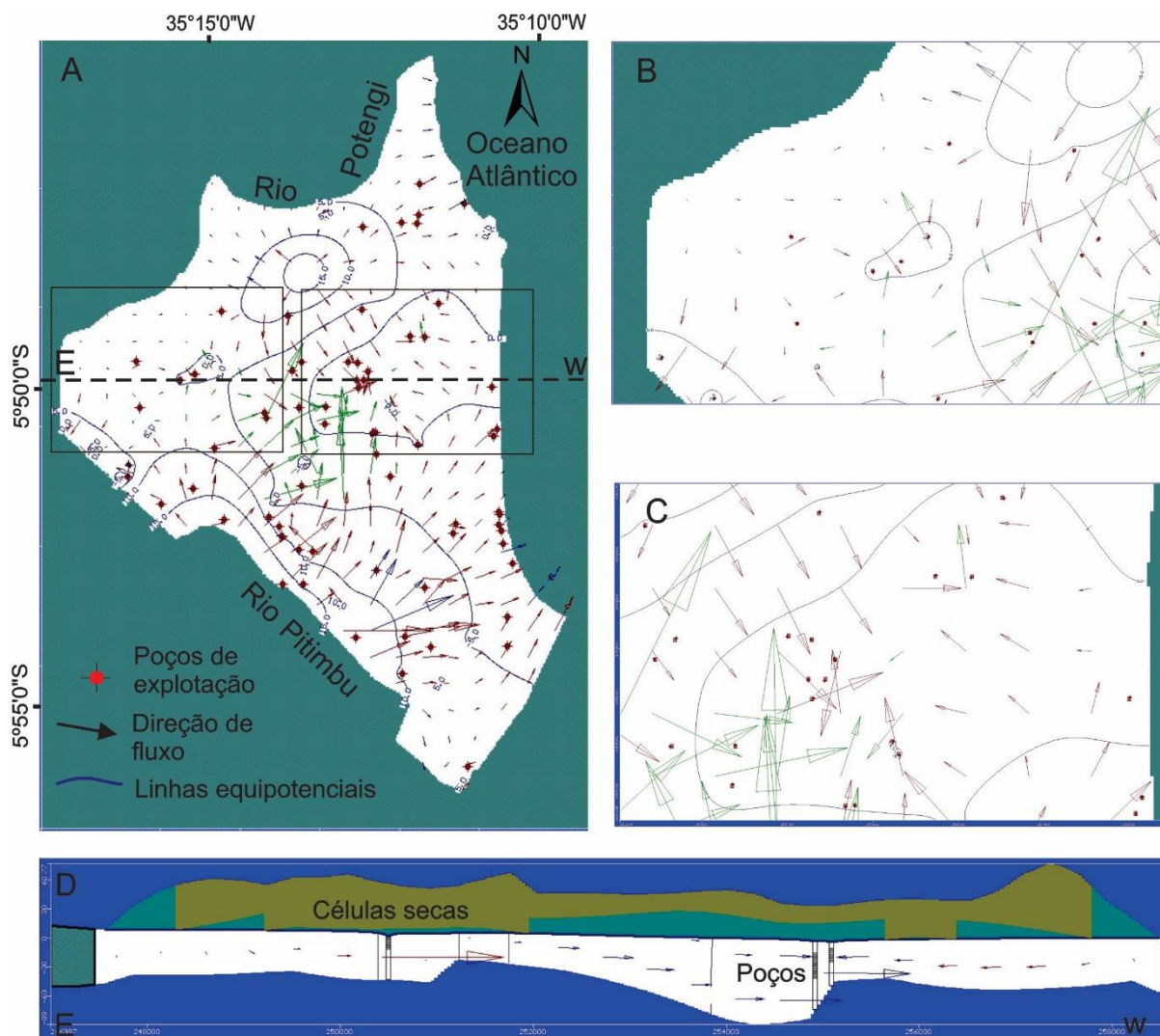


Figura 4.10 - Mapa de vetores de velocidade e direção de fluxo da camada 3; retirada de 100% da recarga provenientes de contribuições artificiais (A); velocidade e direção de fluxo na porção norte da área (B); velocidade e direção de fluxo da porção leste da área (C); seção leste-oeste evidenciando a inversão do fluxo subterrâneo e risco proeminente de intrusão salina (D).

Diante das possibilidades de rebaixamentos expressivos nos poços locais, os cenários simulados decorrentes da diminuição de aportes artificiais certamente possuem implicações diretas nas reservas de saturação do aquífero. Utilizando-se valores de porosidade efetiva (η_e) de 7.6% (Silva et al., 2014) e uma área de ocorrência do aquífero de 109 km² na equação 16, as referidas reservas foram estimadas, considerando os quatro cenários simulados, além da condição atual de exploração do aquífero (Figura 4.11A). As reservas foram avaliadas em 4,25 x 10⁸ m³, 4,17 x 10⁸ m³, 4,07 x 10⁸ m³, 4,00 x 10⁸ m³ e 3,82 x 10⁸ m³ (Figura 4.11B), respectivamente para os cenários de condições de recarga atual, cenário 1 (com retirada de 50% da contribuição da recarga pelas águas residuais), cenário 2 (com retirada de 100% da recarga pelas águas residuais), cenário 3 (com retirada de 50% da contribuição da recarga pelas águas

residuais e perdas da rede de distribuição de água) e cenário 4 (com retirada de 100% da contribuição da recarga pelas águas residuais e perdas da rede de distribuição de água).

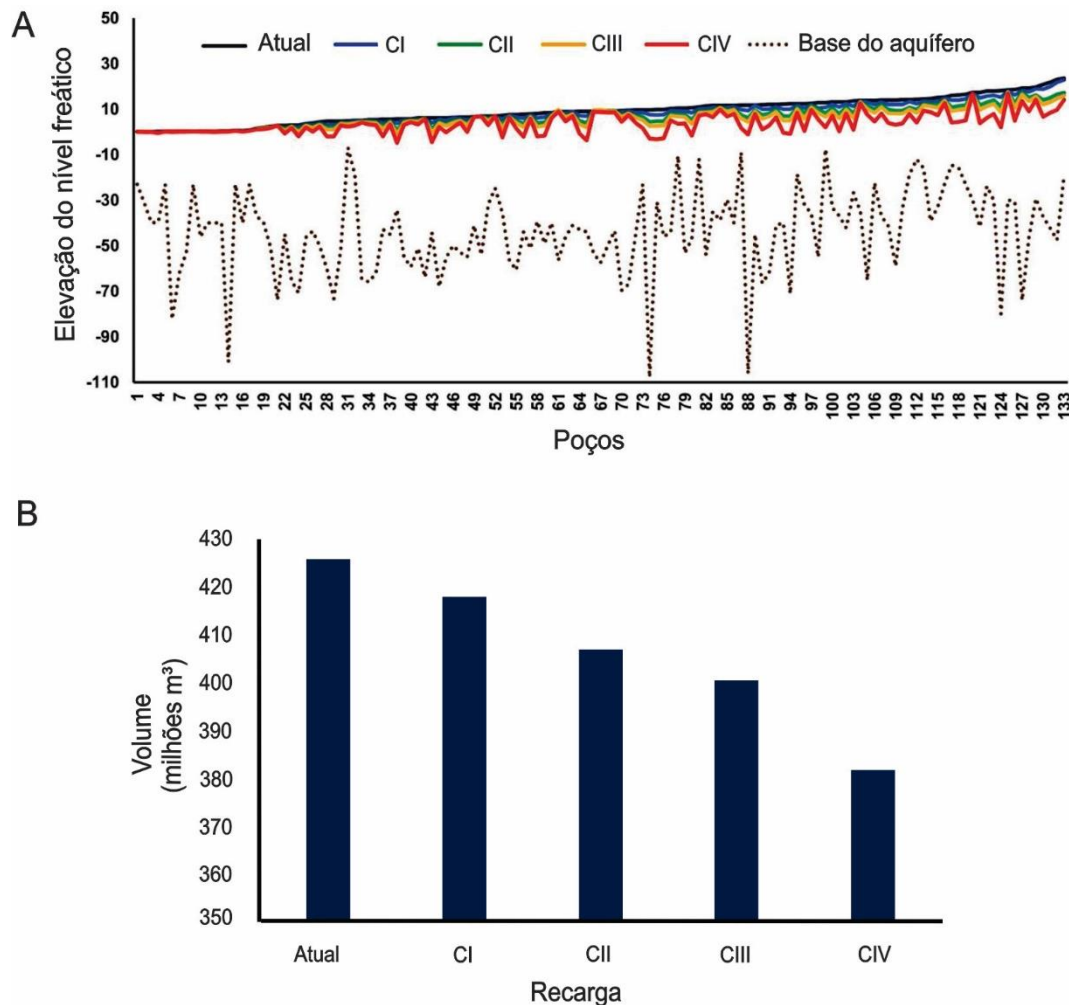


Figura 4.11 - Gráfico de nível freático considerando os cenários simulados. Variações dos níveis freáticos considerando os cenários simulados (A); estimativas de reservas de saturação (B).

Em detrimento da tendência dos rebaixamentos calculados nos poços da área, as estimativas de reservas de saturação evidenciam uma redução pouco superior a 10%, ou cerca de $44 \times 10^6 \text{ m}^3$, considerando as condições de recarga e explorações atuais e o cenário mais crítico simulado, aquele sem aportes provenientes das recargas de águas residuais e de perdas na rede de distribuição de água.

Paradoxalmente, uma vez que as melhorias nas redes de distribuição de água e o incremento da rede de coleta de efluentes sanitários estiverem progredindo, ocorrerá o declínio do volume de saturação do aquífero, com implicações diretas no abastecimento público. Nesse sentido, ressalta-se a importância do resguardo das áreas não edificadas para a infiltração, associada à recarga natural, as quais contribuem para o equilíbrio hídrico do aquífero. Somado

a isso, em face da possibilidade de diminuição da capacidade efetiva dos poços existentes, alternativas no sentido de compensar diminuições devem contemplar pesquisas hidrogeológicas em áreas adjacentes àquela ora estudada.

4.6. Conclusões

O cenário urbano ora caracterizado envolve um substrato litológico composto principalmente por sedimentos arenosos de natureza eólica, o qual exhibe elevadas taxas de infiltração, embora sob condições antagônicas de taxas de impermeabilização do solo em face da urbanização. Em contrapartida, tem-se notadamente uma contribuição em termos de recarga, caracterizada como de natureza artificial, proveniente da perda pela rede de distribuição de água e infiltração de águas residuais não tratadas decorrente da insuficiência de cobertura da rede de coleta de efluentes sanitários.

Os cenários revelam que quanto maior a diminuição da recarga, maior a diminuição dos níveis potenciométricos. Os modelos numéricos revelam um aumento de células secas na primeira camada do modelo conceitual pré-estabelecido, sobretudo na porção leste da ocorreu rebaixamento da carga hidráulica gerando cones de depressão de alcance regional com variação de 25m entre a situação atual do aquífero e o cenário mais crítico.

A inversão do fluxo subterrâneo ocasionado pela variação significativa da carga hidráulica pode provocar alteração na interação rio-aquífero estimulando rios a se tornarem influentes, bem como pode provocar a intrusão salina nas regiões de proximidade com a linha de costa.

Em termos de reservas de saturação, os cenários caracterizados nos modelos numéricos evidenciam uma diminuição em torno de 10% entre o contexto atual e uma máxima eficiência das redes de distribuição de água e rede de coleta de efluentes sanitários, associadas com uma cessão dessas contribuições artificiais (infiltração de águas residuais e perdas no sistema de distribuição de água).

Os impactos ora reportados para o aquífero não confinado local, tais como diminuição excessiva de níveis freáticos, surgimento de poços secos e inversões localizadas do fluxo subterrâneo, revela a necessidade de ações significativas na gestão dos recursos hídricos da região. Considerando a ampliação da rede de coleta de efluentes sanitários e melhorias na rede de distribuição de água, tais ações devem ser conduzidas no sentido de compensar essas perdas nas taxas de recarga ou mesmo considerar uma redução nas vazões de exploração dos poços.

Nesse caso, fontes externas à área estudada devem ser certamente consideradas de forma a atender as demandas e minimizar rebaixamentos excessivos.

4.7. Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES, Ministério da Educação-Gov. Brasil a concessão de bolsa de pesquisa e à Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte-CAERN pelo compartilhamento de dados e apoio logístico à pesquisa.

4.8. Referências

Almuhaylan MR, Ghumman AR, Al-Salamah IS, Ahmad A, Ghazaw YM, Haider H, Shafiquzzaman MD (2020) Evaluating the Impacts of Pumping on Aquifer Depletion in Arid Regions Using MODFLOW, ANFIS and ANN. *Water* 12, 2297, 2020. doi:10.3390/w12082297

Alvarez CA, Stape JL, Sentelhas CP, Gonçalves JLM, Sparovek G (2014) Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol, 22, Nº 6. p711-728. doi 10.1127/0941-2948/2013/0507

Alves RS, Lucena LRF. (2022) Numerical modeling of NE Brazil coastal aquifer: Fault controlled conduits for seawater intrusion. *Journal of South American Earth Sciences* 117 (2022) 103872. doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103872

ANA - Agência Nacional das Águas (2012) Ministério do Meio Ambiente. Estudos Hidrogeológicos para a Orientação do Manejo das Águas Subterrâneas na Região Metropolitana de Natal. Relatório Final, vol. 1 e 2. Brasília/DF

Anderson MP, Woessner WW (1992) *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport*. Academic Press Inc., 381p., London.

Cleary R (1989) Águas Subterrâneas. In: Engenharia Hidrológica, Vol. 2, Cap. 5, Coleção ABRH, Ed. UERJ.

Costa AM, Salis HHC, Viana JHM, Pacheco FALP (2019) Groundwater Recharge Potential for Sustainable Water Use in Urban Areas of the Jequitiba River Basin, Brazil. Sustainability 11, 2955. doi:10.3390/su11102955

Costa WD & Salim J (1972) Aspectos estruturais da faixa sedimentar costeira da região de NatalRN, Revista Estudos Sedimentológicos, V2:133-144, Natal, RN

Dantas EP, Medeiros VC, Cavalcante R, (2021) Mapa geológico do Estado do Rio Grande do Norte. Recife: Serviço Geológico do Brasil-CPRM. 1 color map.132,72cm x 85,45cm. Escala 1:500.000. Programa Geologia, Mineração e Transformação Mineral. Ação: Levantamentos Geológicos e Integração Geológica Regional. Available in cprm.gov.br, accessed on August 20, 2021.

ESA – Agência Espacial Europeia (2018) Imagem Sentinel. Disponível em: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home> acesso em 31 de agosto de 2018.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2006) Sistema brasileiro de classificação de solos. 2ª ed. Rio de Janeiro, EMBRAPA SOLOS.

Dibaj M, Javadi AA, Akrami M, Ke KY, Farmani R, Tan YC, Chen AS (2020) Modelling seawater intrusion in the Pingtung coastal aquifer in Taiwan, under the influence of sea-level rise and changing abstraction regime. Hydrogeology Journal. doi.org/10.1007/s10040-020-02172-4

Eshtawi T, Evers M, Tischbein B (2016) Quantifying the impact of urban area expansion on groundwater recharge and surface runoff, Hydrological Sciences Journal, 61:5, 826-843, 2016. doi:10.1080/02626667.2014.1000916

Frazão E P (2003) Caracterização hidrodinâmica e morfosedimentar do estuário Potengi e áreas adjacentes: subsídios para controle e recuperação ambiental no caso de derrames de

hidrocarboneto. Dissertação nº 36 / Programa de Pós-Graduação Geodinâmica e Geofísica/UFRN.

Fonseca VP, Melo FTL, Bezerra FHR, Amaral RF, Amaro VE (1997) Mapeamento geológico-geomorfológico (1:250.000) do litoral oriental do estado do Rio Grande do Norte: primeiros resultados. In: Simpósio de Geologia do Nordeste, 17. Fortaleza. Boletim de Resumos. SBG/NE. B.15, p.378-382.

Guo W, Langevin CD (2002) User's guide to SEAWAT: a computer program for simulation of three dimensional variable density groundwater flows. US Geol Surv TWRI Book 6:7-79

Hanson BRT, Boyce SE, Wolfgang S, Hughes JD, Mehl SM, Leake SA, Maddock III T, Niswonger RG (2014) One-Water Hydrologic Flow Model (MODFLOW-OWHM): U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6–A51, 120 p. doi.org/10.3133/tm6A51

Harbaugh AW (2005) MODFLOW-2005, the U.S. Geological Survey modular ground-water model the Ground-Water Flow Process: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16. doi.org/10.3133/tm6A16

Lerner D (1900) Groundwater Recharge in Urban Areas. Atmospheric Environment Vol. 24B, No. 1, pp. 29-33, 1990. doi.org/10.1016/0957-1272(90)90006-G

Lucena LRF, Da Silva LRD, Vieira MM, Carvalho BM, Xavier Junior MM (2016) Estimating hydraulic parameters of Acu-Brazil aquifer using the computer analysis of micrographs. Journal of Hydrology, 535:61-70. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.025

Mautner MRL, Foglia L, Herrera GS, Galán R, Hermam JD (2020) Urban growth and groundwater sustainability: Evaluating spatially distributed recharge alternatives in the Mexico City Metropolitan Area. Journal of Hydrology 586 124909,2020. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124909

Mendoza AM, Hanson RT, Villalobos R (2021) Potential adverse impacts on vulnerability and availability of groundwater from climate-change and land use. *Journal of Hydrology*, 594 125978. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.125978

Melo J G, Morais SDO, Alves RS, Vasconcelos MB (2013) Avaliação dos recursos hídricos do aquífero barreiras na bacia do rio Maxaranguape-RN. *Revista Águas Subterrâneas* 27, p53-64.

Melo JG, Queiroz M (2001) The effects on urban development of the groundwater and it's quality in Natal, Brazil. In *New approaches characterizing groundwater flow. XXXI International of Hydrogeologists Congress*, Munique.

Minning M, Moeck C, Radny D, Schirmer M (2018) Impact of urbanization on groundwater recharge rates in Dubendorf, Switzerland. *Journal of Hidrology*, 563, p1135-1146. doi: 10.1016/j.jhydrol.2017.09.058

Mookiah M, Jha SK, Biswas A (2021) Assessment of groundwater mass balance and zone budget in the semi-arid region: A case study of Palar sub-basin, Tamil Nadu, India. *J. Earth Syst. Sci.* 130:187. Indian Academy of Sciences. doi.org/10.1007/s12040-021-01691-2

Musse MA, Barona DA, Rodriguez LMS (2018) Urban environmental quality assessment using remote sensing and censos Data. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 71 (2018) 95–108. doi.org/10.1016/j.jag.2018.05.010

Nunes LMG, Lucena LRF, Nascimento Silva CC (2020) Reserve evaluation of a faultconditioned aquifer: the Barreiras Aquifer in the coastal region of NE Brazil, Brazilian *Journal of Geology*. 50(1): e20180127, doi 10.1590/2317-4889202020180127

Righetto AM, Dias DF (2016) Balanço hídrico do sistema Aquífero Barreiras na bacia hidrográfica do Rio Pitimbu-RN. *Águas Subterrâneas (São Paulo)*, v. 30, p. 394-410, 2016. doi.org/10.14295/ras.v30i3.28620

Rouse JW Jr (1974) Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Green wave effect) of Natural vegetation. Texas University. Remote Sensing Center. 77843.

Sahoo S, Jha MK (2017) Numerical groundwater-flow modeling to evaluate potential effects of pumping and recharge: implications for sustainable groundwater management in the Mahanadi delta region, India. *Hydrogeol J.* 25:2489–2511. doi: 10.1007/s10040-017-1610-4.

Silva LRD, Lucena LRF, Vieira MM, Nascimento AF (2014). Estimativa de parâmetros hidráulicos do Aquífero Barreiras-RN a partir de análise computacional de imagens de lâminas delgadas. *Revista Águas Subterrâneas, ABAS, São Paulo*, 28: p. 14-27. doi.org/10.14295/ras.v28i2.27873

Souza IVF, Lucena LRF, Bezerra FHR, Diniz Filho JB (2019) Use of hydrogeophysical data to determine the role of faults in the geometry of the Barreiras Aquifer, Brazil, *BJGEO*. 49(2): e20170141, doi:10.1590/2317-4889201920170141

Wendt E, Loon AFV, Scanlon BR, Hannah DM (2021) Managed aquifer recharge as a drought mitigation strategy in heavily-stressed aquifers. *Environ. Res. Lett.* 16. doi.org/10.1088/1748-9326/abcfe1

Zha Y, Gao J, NI S (2003) Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. *Int. J. Remote Sensing*. Vol. 24, nº 3, p 583-594. doi.org/10.1080/01431160304987

Capítulo 5

5. Artigo submetido a periódico indexado – artigo 2

A ocorrência de nitrato e sua perspectiva de depuração no cenário de um aquífero não confinado urbano com recarga variável, nordeste do Brasil.

5.1. Resumo

A poluição das águas subterrâneas por nitrato (NO_3^-) pode ter diversas fontes e um complexo processo de transformação. Assim, identificar, mensurar e monitorar efetivamente esse tipo de contaminação nos sistemas aquíferos é fundamental para garantir a qualidade desses recursos hídricos. Nessa pesquisa, buscou-se preliminarmente caracterizar a ocorrência de NO_3^- e perspectivas de depuração natural no cenário de um aquífero não confinado urbano com recarga variável ao longo de sua área de ocorrência. Para isso, utilizaram-se ferramentas de análises hidroquímicas e modelos numéricos, considerando na modelagem a relação entre a variação de recarga, ocupação do solo e a estrutura das redes de distribuição de água e rede de coleta de efluentes sanitários. Nesse contexto, quatro cenários foram avaliados, presumindo as melhorias progressivas nas redes de distribuição de água (em termos de eficiência) e coleta de efluentes sanitários, associados com a diminuição dessas contribuições na recarga geral do aquífero. Esses cenários foram posteriormente inseridos em avaliações do decréscimo das reservas de saturação e consequente impacto nas taxas de renovação teóricas do aquífero, assumindo-se a gradativa diminuição dos aportes nitrogenados das águas residuais infiltradas. Os resultados demonstraram o aumento progressivo das concentrações de nitrato, com aumento de 58% dos poços entre o período dos anos de 2012 ao ano de 2020, com progressão das concentrações no sentido sul da área de pesquisa. A estimativa de tempo de residência, associado com perspectivas de renovação qualitativa do manancial, variou de 6,5 a 12,9 anos, sendo este último no cenário considerado mais crítico em termos de recarga, com a supressão de 100% da contribuição proveniente de perdas pela rede de distribuição de água e infiltração de águas residuais.

Palavras chaves: Contaminação de nitrato; recarga artificial; tempo de residência; modelos numéricos.

5.2. Introdução e objetivos

A poluição das águas subterrâneas por nitrato (NO_3^-), seja em regiões rurais ou em áreas urbanas, tornou-se um problema ambiental de nível global, (Ascott, 2017; Abascal et al., 2022). As concentrações excessivamente altas de (NO_3^-) nas águas subterrâneas estão associadas às diversas atividades de origem antrópica, abrangendo atividades agrícolas, industriais e domésticas (Hirata et al., 2020; Pileggi et al., 2021; Abascal et al., 2002; Reidel et al., 2022; Song He et al., 2022). Tais atividades produzem uma grande quantidade de águas residuais, sendo estas, lançadas diretamente no solo ou nos cursos de água sem o devido tratamento (Peixoto et al., 2020; Pileggi et al., 2021; Reidel et al., 2002).

Nesse sentido, os impactos ambientais relacionados à contaminação das águas subterrâneas por NO_3^- podem conferir danos aos diversos sistemas aquáticos e, principalmente, problemas de saúde como metemoglobinemia e câncer através da ingestão continuada da água com concentrações elevadas de nitrato (Ayers e Westcot, 1985, World Health Organization, 2012, Ebrahimi e Roberts, 2013., Tokazhanov et al., 2020). A ocorrência dessas elevadas taxas de concentração de nitrato interfere nos sistemas de abastecimento público em diversos países que são dependentes de águas subterrâneas, não raro exigindo o fechamento de poços ou mesmo a necessidade de diluição das águas. Tal situação tornou-se uma grande preocupação para os gestores, principalmente levando-se em consideração o sexto Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que trata da garantia da disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento para as populações. (United Nations, 2016, 2021).

No Brasil, a contaminação por nitrato é causada principalmente pela infiltração de águas residuais (esgotos e tanques sépticos) e, secundariamente, pelas atividades industriais e agricultura (Hirata et al., 2020; Peixoto 2020; Abascal, 2022). O padrão de qualidade das águas subterrâneas (Portaria GM/MS Nº 888/2021) determina que a concentração de NO_3^- para água potável não deve exceder 10 mg/l, limite este não necessariamente observado nos grandes centros urbanos em termos de padrões de potabilidade (Hirata et al., 2020, Peixoto et al., 2020).

Outro aspecto que colabora para a contaminação dos mananciais subterrâneos nos grandes centros urbanos é a impermeabilização do solo, uma vez que as construções das infraestruturas urbanas ocasionam alterações nas taxas de recarga dos aquíferos e, consequentemente, dificultando a diluição natural de eventuais contaminações (Hirata et al., 2020; Mendoza et al., 2021; Conicelli et al., 2021).

Dessa forma, entender os avanços desse tipo de contaminação, em termos de caracterização e monitoramento, é tão importante quanto o entendimento acerca da

complexidade da recarga dos aquíferos, particularmente através da definição do uso e ocupação do solo em áreas urbanas. Nesse caso, ressalta-se que as taxas de escoamento superficial e infiltração acham-se diretamente impactadas pelas estruturas de pavimentação e construções prediais (Eshtawi et al., 2016).

A presente pesquisa, dentro dessa conjuntura, objetiva contextualizar a ocorrência de nitrato e simular tempos de depuração natural dessa contaminação, considerando a variabilidade espacial das taxas de recarga num aquífero não confinado urbano. Tomou-se como alvo uma área de ocorrência do Aquífero Barreiras, localizado no extremo nordeste do Brasil (Figura 5.1).

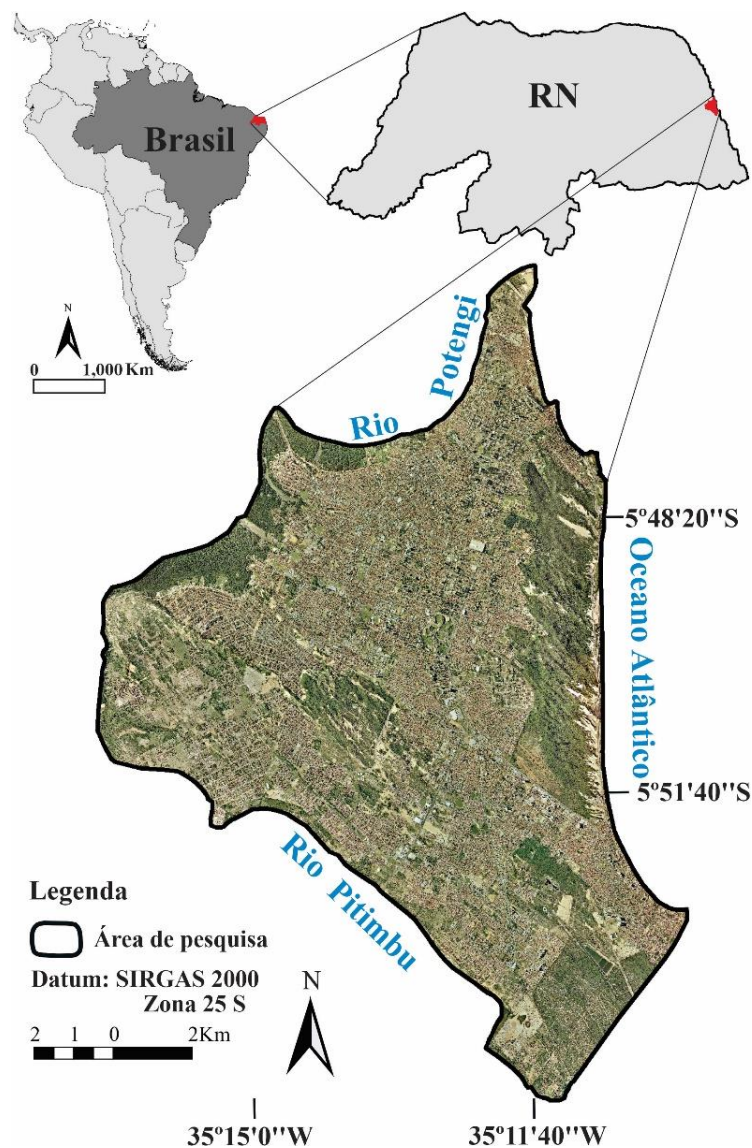


Figura 5.1 – Mapa de localização da área de estudo.

5.3. Contexto Hidrogeológico

A área de pesquisa está inserida na Bacia Sedimentar Costeira Pernambuco-Paraíba (Bezerra et al., 2014).

A sequência estratigráfica local não aflorante é representada por uma unidade basal composta por rochas gnáissicas-migmatíticas pré-cambrianas e uma unidade sedimentar mesozoica sobreposta, constituídas por rochas areníticas na base e predominantemente carbonáticas no topo (Fonseca et al., 1997; Souza et al., 2019; Nunes et al., 2020).

A sequência estratigráfica aflorante, assinalada após uma discordância erosional regional sobre a sequência mesozóica, é representada principalmente pelas rochas sedimentares da Formação Barreiras, esta de idade Terciário Superior-Quaternário inferior e as coberturas quaternárias (Nunes et al., 2020, Dantas et al., 2021). Esses sedimentos quaternários, sobrepostos à Formação Barreiras, envolvem basicamente areias quartzosas distróficas eólicas, formando cordões dunares, fixados por vegetação nativa (dunas mais antigas) ou sem vegetação (dunas mais recentes) (Dantas et al., 2021).

A compartimentação tectono-estrutural regional é caracterizada por blocos estruturais do tipo *grabens* e *horsts*, gerado por um sistema de falhamentos com direções preferenciais N40°-60E, N40°-50°W, N70°W e menos expressivamente em N350°-10°S. Essas estruturas de falhas possuem grande influência na compartimentação estrutural de sistemas hidrogeológicos regionais (Souza et al., 2019; Nunes et al., 2020).

O contexto hidrogeológico é representado pelo Sistema Aquífero Barreiras (SAB), sendo esta uma unidade aquífera de caráter hidráulico predominantemente livre, embora com semi-confinamentos localizados, com geometria tabular e estratificação horizontalizada (Melo 2001, Nunes 2020). Em termos litológicos e conforme a formação homônima, o aquífero envolve desde arenitos a argilitos arenosos, bem como sedimentos arenosos quartzosos na sua porção mais rasa, associado com as diversas gerações de dunas e eventualmente integrando o sistema aquífero. As espessuras variam de 28 a 99 m (Melo, 2001; Melo et al., 2013, Nunes et al., 2020; Lucena, 2021; Alves et al., 2022).

As reservas de águas subterrâneas do SAB são restituídas principalmente através da infiltração direta das águas pluviais. As descargas são principalmente naturais com fluxo em direção às drenagens superficiais (NNW e SSW) e o Oceano Atlântico (E), além da subtração de água subterrânea pela exploração dos poços, sobretudo aqueles que compõem a rede de distribuição de água. Os parâmetros hidráulicos médios de condutividade e transmissividade são da ordem de $3.0 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ e $1.0 \times 10^{-4} \text{ m/s}$, respectivamente (Melo et al., 2013). Porosidades

eficazes da ordem de 7.6%, associadas com coeficientes de armazenamento em aquíferos não confinados, foram obtidos por SILVA et al. (2014) a partir do processamento de imagens de lâminas delgadas da formação aquífera (Silva et al., 2014; Lucena et al., 2016).

Quimicamente, as águas locais do SAB são predominantemente bicarbonatadas cálcicas; contudo, porções mais profundas do aquífero exibem águas cloretadas sódicas (Melo 2001). As águas são em geral ácidas, pH médio de 5.5, baixa salinidade, levemente corrosivas e condutibilidade elétrica representativa em torno de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Melo, 2001).

Embora praticamente mais 80% da área de estudo seja constituída basicamente por sedimentos de natureza eólica em sua superfície, com elevadas taxas de infiltração, poucos são os perímetros não edificadas. Dessa forma, tem-se a ampla predominância de áreas com elevado índice de impermeabilização do solo, provenientes das edificações urbanas. Nessa conjuntura, tem-se a necessidade de se aprofundar uma melhor compreensão da hidrodinâmica do referido sistema aquífero, sobretudo em termos de variabilidade de suas taxas de recarga e o consequente impacto nas perspectivas de depuração natural de concentrações de nitrato. Este último, associado basicamente com a infiltração de águas residuais não tratadas, aliado à deficiência e/ou a ainda não implantação da totalidade da rede de coleta de efluentes sanitários.

5.4. Metodologia

Amostras de 62 dois poços foram utilizados para análise hidroquímicas de concentrações de nitrato no intervalo dos anos 2012 a 2020, considerando o período sazonal seco entre os meses de julho a dezembro. Os dados dos poços e da estrutura da rede de coleta de efluentes sanitários foram disponibilizados pela companhia de abastecimento público da região. De posse dessas informações, foi confeccionado um banco de dados dessas análises químicas, onde as concentrações de nitrato foram submetidas à análise estatística básica (média, mediana, e desvio padrão e regressão linear simples) com construções de tabelas e gráficos. Buscou-se, dessa forma, contextualizar preliminarmente a ocorrência de nitrato, além de correlacionar os padrões de comportamento da contaminação na área de estudo. Posteriormente, foram produzidos mapa temáticos de concentrações no Software ArcGis10 empregando a técnica Inverse Distance Weighted (IDW) para interpolação de isovalores.

A recarga foi estimada considerando os diferentes usos do solo na área pesquisada, sendo esta subdividida em recarga natural e a recarga artificial, respectivamente para subáreas não edificadas (áreas verdes) e edificadas. Para a individualização dessas áreas foi executado um zoneamento do espaço geográfico através da análise de produtos de sensoriamento remoto,

utilizando-se os métodos de Índice Normalizado de Diferença de Vegetação (NDVI) e Índice Normalizado de Diferença de Construção-NDBI (Musse et al., 2018).

O NDVI resalta sobretudo áreas de vegetação, com valores que variam entre -1 a 1. O valor positivo indica a presença de cobertura vegetal que tende a ser mais densa ao ter seu valor aproximado de 1, enquanto que valores abaixo de 0 indicam áreas desprovidas de cobertura vegetal, (Rouse et al., 1974; Musse et al., 2018). O NDVI foi desenvolvido utilizando a equação 17.

$$NDVI = (NIR - RED) / (NIR + RED) \quad \text{Equação 17}$$

Onde o NIR é o canal Infravermelho próximo (0.76 - 0.90 μm) e o RED é o canal vermelho (0.63 - 0.69 μm). O NBI é utilizado para diferenciar automaticamente áreas urbanas e edificadas (Zha et al., 2003). O índice NDBI é baseado no uso dos números digitais DN das bandas Infravermelho próximo e Infravermelho médio, sendo a diferença normalizada das duas bandas, determinada pela equação 18.

$$NDBI = (NIR - MidIR) / (MidIR + NIR) \quad \text{Equação 18}$$

Onde NIR = Infravermelho Próximo, MidIR = Infravermelho Médio.

Nesse contexto, através do Software ArcGis Desktop v.10.2 (ESRI, 2010) e utilizando-se uma imagem Sentinel-2 (ESA, 2018), foram extraídas as informações espectrais NDVI e NDBI. Tais informações foram sobrepostas e em seguida foi delimitada as zonas com áreas que predominavam a vegetação e zonas que predominavam construções urbanas. Nesse procedimento, quatro subáreas foram individualizadas, sendo as zonas I, II, III caracterizadas como áreas de recargas naturais e IV como área de recarga artificial (Figura 5.2).



Figura 5.2 – Zoneamento com definições do uso do solo e as classificações dos diferentes tipos de recarga, com base na análise de produtos de sensoriamento remoto.

A recarga natural foi estimada empregando os valores de precipitações pluviométricas de 1550 mm/ano (Alvarez et al., 2014) e taxa de infiltração de 18% baseado em MELO et al (2013). Utilizou a equação 19 para a estimativa da recarga para as 3 zonas definidas como recarga natural.

$$Rn = P.I \quad \text{Equação 19}$$

Onde, Rn: recarga natural; P: precipitação; I: taxa de infiltração do solo.

A recarga artificial foi estimada considerando fatores como infiltração nas áreas verdes, infiltração do sistema de drenagem, infiltração de perdas de água pelo sistema de abastecimento e infiltração de águas servidas lançadas no solo. Essa recarga artificial foi estimada através da equação 20.

$$Ra = P + D + A + E \quad \text{Equação 20}$$

Onde, Ra – recarga artificial, P - infiltração pela área verde, D - infiltrações do sistema de drenagem, A – infiltração por vazamentos de perdas de água na rede de distribuição de água, E – infiltração das descargas de águas servidas lançadas no subsolo.

A infiltração nas áreas verdes no perímetro de estudo baseou-se na determinação sobre a taxa de impermeabilização do solo máxima permitida em lei municipal (Lei complementar nº 208, de 07 de março de 2022), a qual estabelece que a impermeabilização máxima seja de 80% da área do lote/propriedade. Nesse contexto, utilizou-se um valor de 20% de área verde para todo limite da zona IV (recarga artificial) para a estimativa da infiltração das áreas verdes, através da equação 21.

$$P = (At \cdot 0,2)279 \quad \text{Equação 21}$$

Onde, P - infiltração pela área verde, A_t – área zona IV total (71 km²), 0,2 – taxa permeabilidade do solo.

Complementarmente, taxas de infiltrações provenientes de recarga induzida pelo sistema de drenagem superficial da área foram igualmente obtidas em lei municipal complementar (Lei complementar Nº 124, de 30 de junho de 2011), a qual apresenta um balanço hídrico local para três (3) bacias fechadas, considerando-se a precipitação média, coeficientes de deflúvios e eficiência de recarga nos reservatórios de infiltração de 80%.

O volume de perda de água por vazamento da rede de distribuição de água é estimado pela companhia de abastecimento público da região em 48%, com um volume disponibilizado informado de cerca de 54,409,779 m³/ano.

O volume produzido e infiltrado de águas residuais não tratadas é estimado por um coeficiente de retorno de 0.8 por volume da água consumida, conforme ABNT (2000), podendo ser obtida a partir da equação 22.

$$E = (Ep - Ec)0,8 \quad \text{Equação 22}$$

Onde, E representa o volume total de águas servidas infiltrado, Ep e Ec representam os volumes produzido e coletados, respectivamente.

As informações sobre o volume de águas residuais coletado foram disponibilizadas igualmente pela companhia de abastecimento público local.

O modelo conceitual do sistema aquífero integralizou uma área cerca de 71 km², sendo a mesma dividida em 315 colunas e 476 linhas, tendo como superfície o Modelo Digital de Elevação do Terreno (MDT) extraído a partir de curvas de nível disponíveis (PRODETUR, 2006), com escala de 1:25.000 e resolução espacial de 5m. Para isso, foi utilizado o software ArcGis Desktop v.10.2 (ESRI, 2010), com o apoio da ferramenta *Topo to Raster*.

Através dos dados de níveis freáticos e do MDT, foram obtidos os valores da carga hidráulica, através da diferença entre a cota altimétrica do terreno e a profundidade do nível freático.

O modelo conceitual representativo foi definido de acordo com a interpretação dos perfis dos poços existentes na área de pesquisa, definindo o aquífero como de caráter hidráulico predominantemente não confinado, com três camadas geológicas, apresentadas da base para topo da seguinte forma: Camada 3 – arenito fino a grosso com níveis conglomeráticos e esparsas ocorrências de lentes argilas; Camada 2 – arenito fino a médio, com intercalações argilas; Camada 1 – coberturas arenosas.

Os valores de condutividades hidráulicas (K) foram obtidos a partir dos testes de bombeamento de 32 poços distribuídos na área de pesquisa, utilizando o método de Cooper e Jacob (Freeze e Cherry, 1979; Feitosa et al., 2008). Estes poços integram a rede pública local da empresa governamental a Companhia de Águas e Águas servidas do Rio Grande do Norte (CAERN), sendo os mesmos revestidos predominantemente em 8” e vazões de exploração variando de 20 m³/h a 200 m³/h. Suas profundidades variam de 48 m a 140 m, embora ambos seccionem todo o aquífero.

A partir dos valores de condutividade hidráulica de todo o sistema aquífero, foram estimadas condutividades hidráulicas para cada camada considerando os diferentes valores de porosidade efetiva (Π_e), como fator de ponderação, e espessuras saturadas (h). Os referidos cálculos foram realizados mediante a equação 23 (Righetto e Dias, 2016).

$$K_i = \frac{h_i n e_i}{\sum_{i=1}^n h_i n e_i} \bar{K} \quad \text{Equação 23}$$

Onde: a condutividade hidráulica (K) determinada pela fórmula acima representa os valores de K nas direções x e y, sendo atribuídos os valores de 10% de K para as direções z, conforme ANDERSON e WOESSNER (1992). Os valores de condutividade hidráulica x, y e z, foram interpolados no software MODFLOW pelo método inverso do quadrado da distância-IDW (Anderson e Woessner, 1992).

As condições de contorno para o modelo hidrogeológico conceitual foram definidos como de condições de contorno do tipo I e tipo II (Anderson e Woessner, 1992). Para a condição de contorno tipo I foram considerados os limites associados ao rio Pitimbu e ao rio Potengi, sendo estes contornos de fluxo conhecido (Frazão, 2003; Souza et al., 2012; Righetto et al., 2016). A condição de contorno tipo II foi atribuída para o limite da área com o Oceano Atlântico, referente a carga hidráulica constante igual a zero (Figura 5.3).

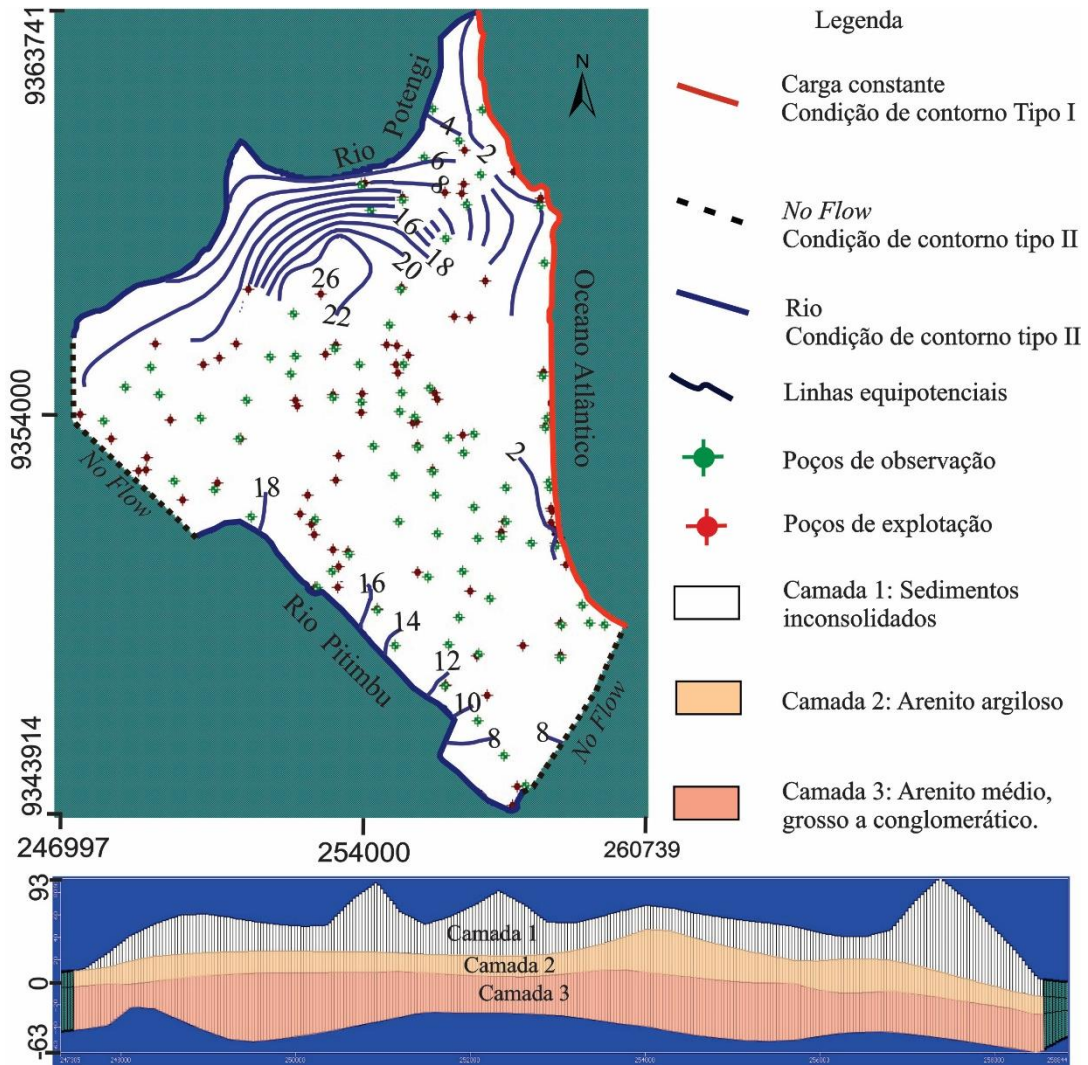


Figura 5.3 – Condições de contorno adotadas na área de estudo; condição de contorno tipo I: rio; condição de contorno tipo II: carga constante igual a zero.

O modelo numérico foi construído usando a interface Visual MODFLOW Pro Classic versão 2015.1, baseado nas equações que regem o fluxo subterrâneo, Lei de Conservação de Massa e Lei de Darcy (Anderson e Woessner, 1992), considerando o ambiente heterogêneo e anisotrópico. Quando essas equações são combinadas, tem-se a relação matemática fundamental que governa o fluxo subterrâneo (Equação 24).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(k_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(k_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + R(x, y, z, t) = S_s \left(\frac{\partial h}{\partial t} \right) \quad \text{Equação 24}$$

Onde,

Kx, Ky e Kz - são os valores de condutividade hidráulica ao longo dos eixos x, y e z, respectivamente, em (L/T).

R - representa a recarga ou extrações W (fontes e sumidouros do aquífero), em (L³/TL³).

h - é a variação de carga hidráulica no espaço tridimensional em (L).

S_s - é o coeficiente de armazenamento específico (1/L), equivalente ao volume de água liberado por volume unitário do aquífero (L^3), o qual é submetido a um decréscimo unitário da carga hidráulica (L).

t - é a representação do tempo.

Nos modelos de fluxo estacionário o coeficiente de armazenamento específico é igual a zero, enquanto que a derivada de carga hidráulica em relação ao tempo não é considerada (Cleary, 1989).

Adicionalmente aos modelos de fluxos elaborados, mediante distintos cenários de taxas de recargas naturais e artificiais, uma análise da tendência de renovação da qualidade das águas subterrâneas foi efetuada, sendo tais tendências estimadas para cada cenário de recarga através da equação 25, considerando o Aquífero como de caráter hidráulico predominantemente não confinado, (adaptado de Castany, 1975, Befus 2017, Pulido-Velazquez, 2020).

$$T = V_s/Q \quad \text{Equação 25}$$

Onde V_s = Volume de saturação e Q = recarga. O volume de saturação é dado pelo produto entre a área de ocorrência do aquífero, sua porosidade efetiva e espessura (Feitosa et al. 2008; Nunes et al 2020), esta última calculada no modelo numérico para cada cenário de recarga simulado. Dessa forma, a equação 25 pode ser reescrita, conforme equação 26 (adaptado de Castany, 1975, Befus 2017, Pulido-Velazquez, 2020)

$$T = A \cdot \eta_e \cdot E_s/Q \quad \text{Equação 26}$$

Figura 5.4 apresenta uma síntese das etapas desenvolvidas, com ênfase nas estimativas de recargas para área de estudo.

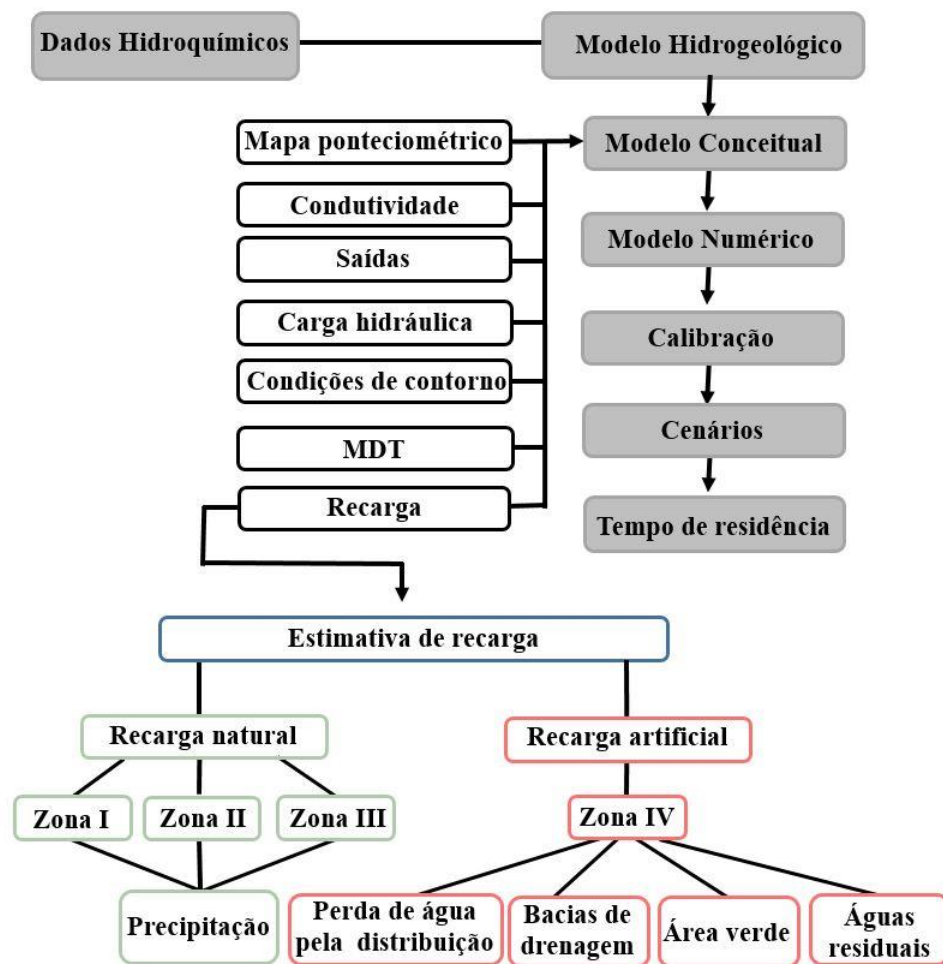


Figura 5.4 – Fluxograma das etapas de desenvolvimento da pesquisa, enfatizando a composição das taxas de recargas naturais e artificiais.

5.5. Apresentação e discussões dos resultados

As análises hidroquímicas em amostras de 62 poços no período de 2012 a 2020 revelaram um aumento progressivo das concentrações de nitrato ao longo da evolução temporal, tendo em vista que no ano de 2012 a área de pesquisa exibia 24 poços com concentrações de nitrato acima de 10 mg/l (mín 0,10 e máx 30,15 mg/l), enquanto que no ano de 2020 passou a ter 38 poços contaminados (mín 0,13 e máx 35,19 mg/l), representando um aumento de 58%.

Nessa abordagem, os poços que mais apresentaram aumento de concentração de nitrato ao longo da evolução temporal, representada pela inclinação estatística da variação anual, foram: poço 8 (inclinação 1.9), poço 7 (inclinação 1.3), poço 38 (inclinação 1.1), poço 23 (inclinação 0.86), poço 12 (inclinação 0.82), não se observando redução em nenhum desses poços amostrados (Figura 5.5).

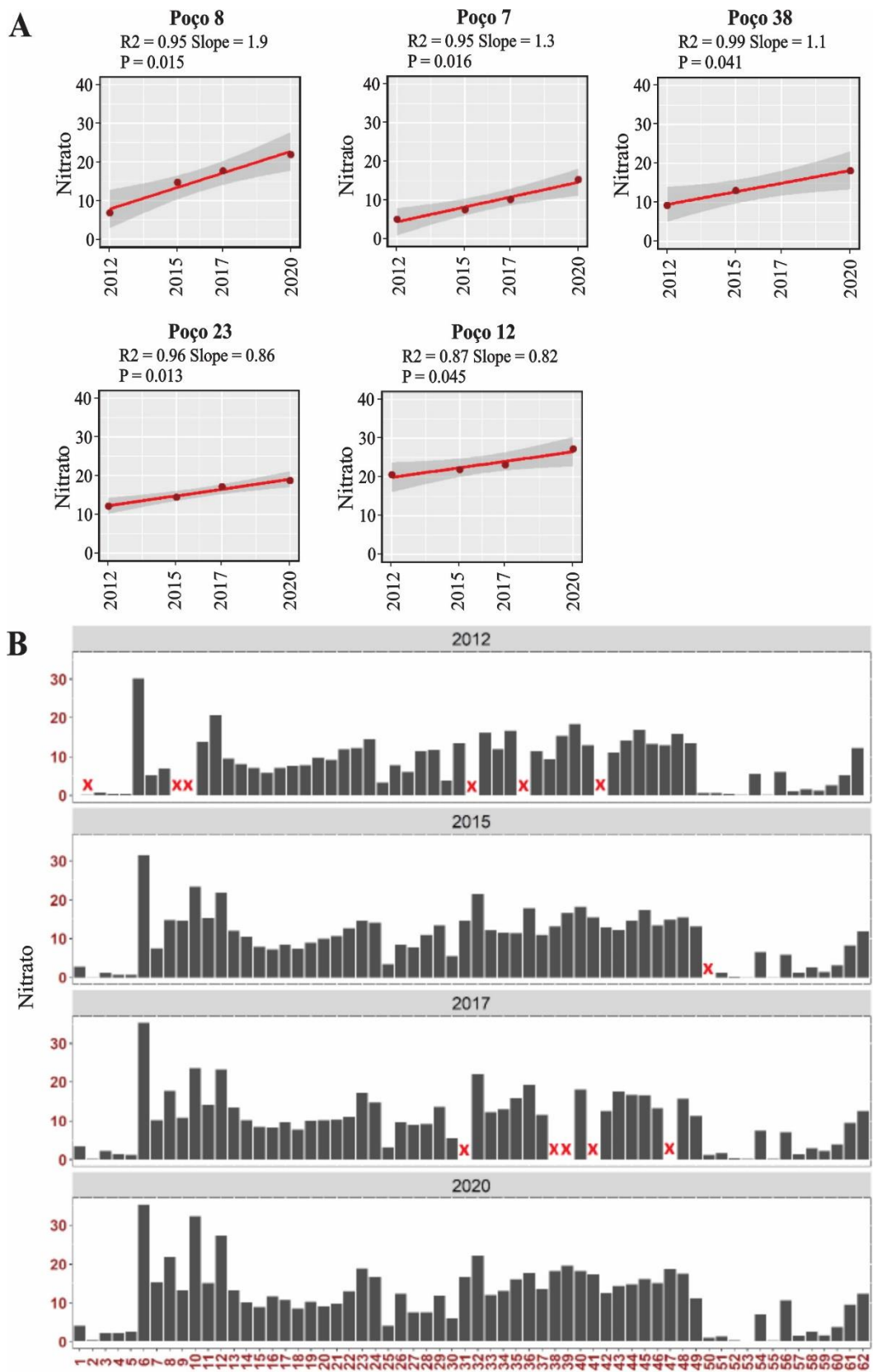


Figura 5.5 - Relações de poços que mais exibiram aumento de concentrações de nitrato ao longo do tempo (A); síntese gráfica da evolução das concentrações de nitrato nos poços amostrados (B); os poços assinalados com “x” não foram amostrados no respectivo ano.

Espacialmente, os poços com maiores concentrações de nitrato estão posicionados à oeste da área de pesquisa, onde ocorreram também os maiores avanços da contaminação com concentrações de até 35mg/l, valor este três vezes superior ao estabelecido pela Portaria GM/MS N° 888/2021. As concentrações mais baixas de nitrato estão na região sul com valores de 0.2 mg/l a 5mg/l (Figura 5.6)

Nesse sentido, a zona sul da área de pesquisa possivelmente se favorece do sistema de diluição pelas redes de coleta de efluentes sanitários, a parte oeste e central não reflete a mesma situação, tendo em vista que não foram apresentadas redução da contaminação dos poços nessa região mesmo possuindo coleta de rede de coleta de efluentes sanitários em alguns pontos. Assim, considera-se que essas zonas de elevadas concentrações estão relacionadas a três fatores principais, sendo eles: i) O crescimento populacional gerando maior quantidade águas residuais, ii) a inexpressiva recarga natural influenciando na diluição e iii) a ineficiência da rede de coleta de efluentes sanitários existente, com taxas de vazamento maiores para tubulações instaladas antes de 1990.

Correlações positivas entre NO_3^- e os parâmetros Cl^- , Ca^{2+} , Na , Mg^{2+} são condizentes com uma origem da contaminação e sua progressão a partir de uma mesma fonte, ou seja, provenientes, sobretudo, da infiltração de águas residuais não tratadas (Hirata 2019) (Figura 5.7).

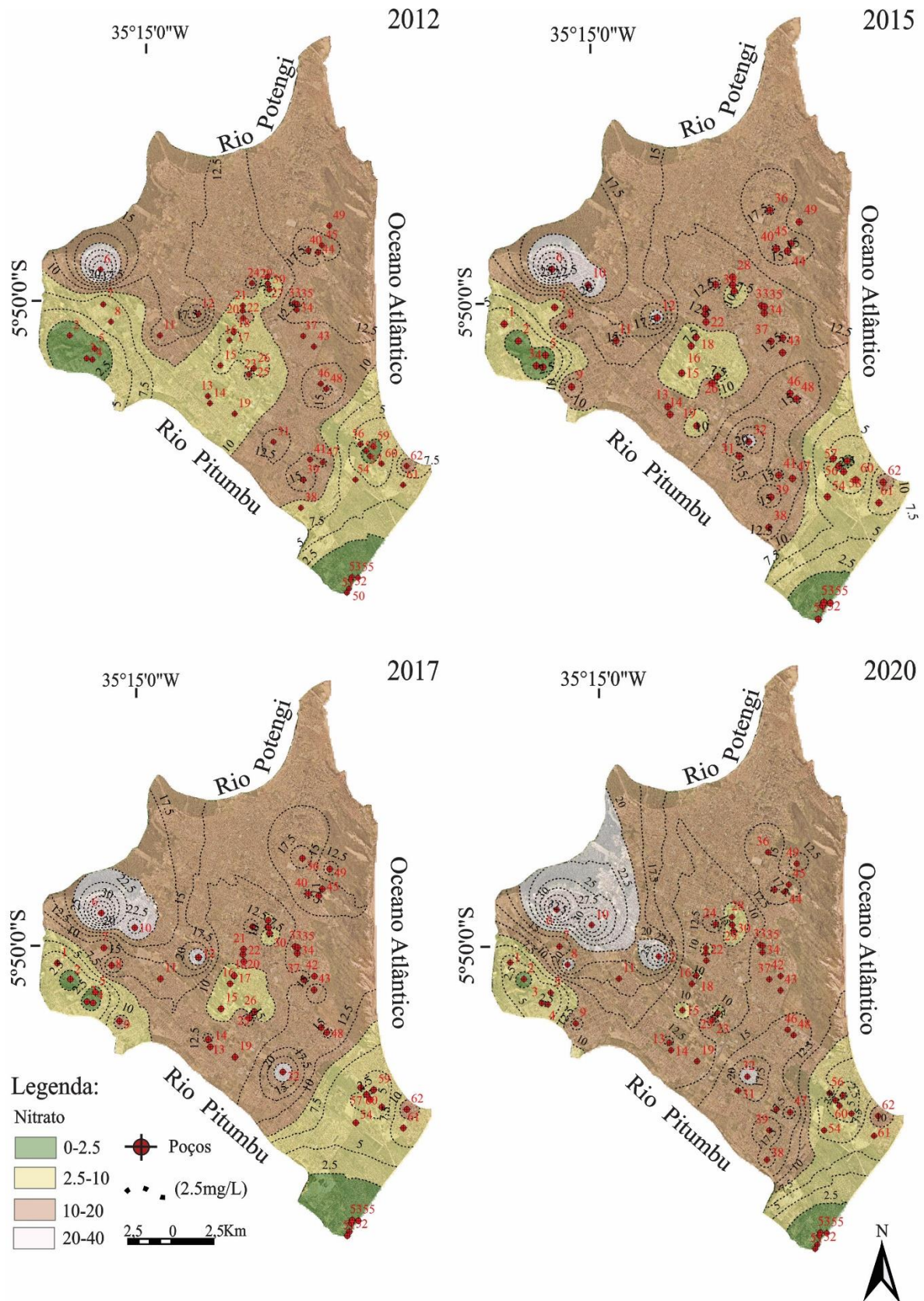


Figura 5.6 – Mapa de isovalores, com as zonas de concentrações de nitrato em diferentes períodos amostrados.

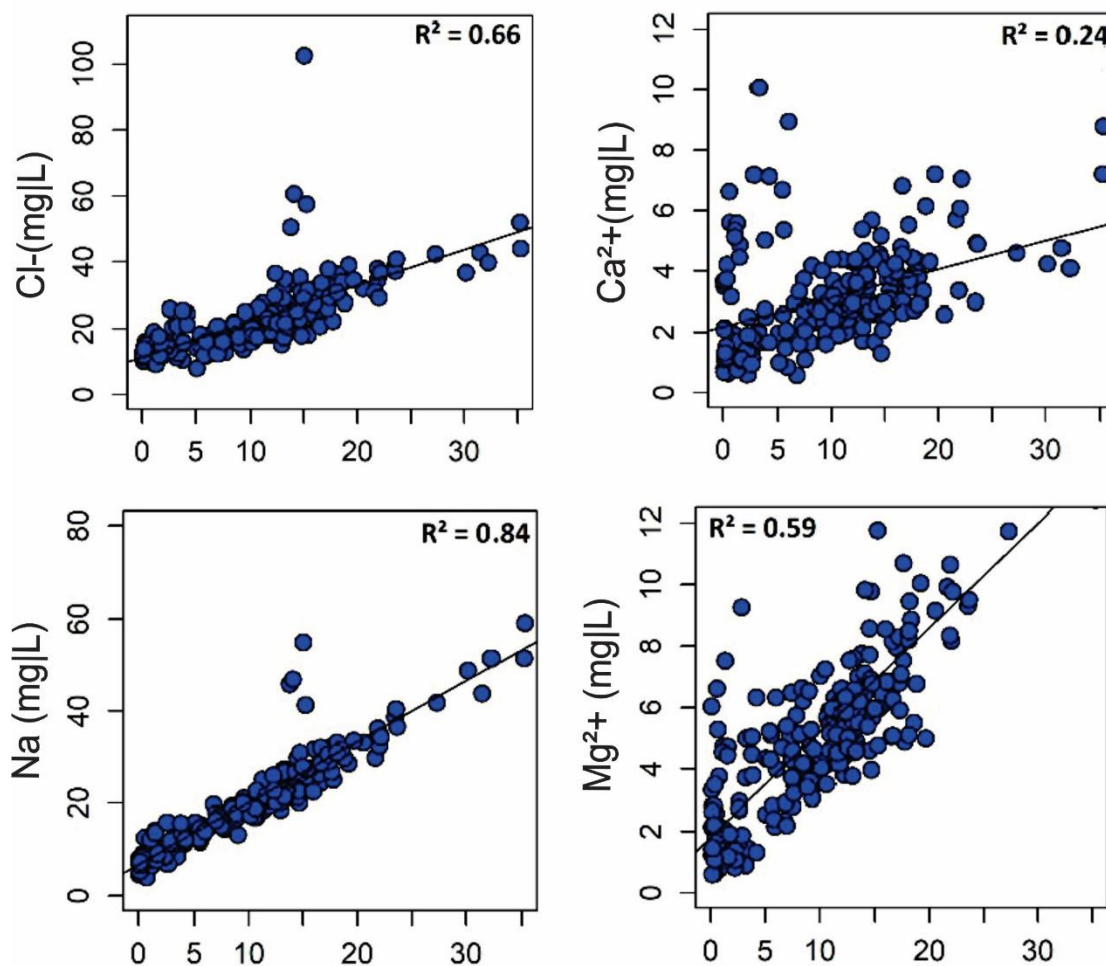


Figura 5.7 – Correlações entre os parâmetros Cl^- , Ca^{2+} , Na , Mg^{2+} e nitrato, condizentes com uma origem única da contaminação e associada com a infiltração de águas residuais não tratadas.

Nesse aspecto, a estrutura da rede de coleta de efluentes sanitários e as zonas de recargas natural I, II, III, favorecem os processos de diluição e consequentemente a atenuação das concentrações de nitrato, fator este certamente preponderante para que a região sul da área se mantenha livre de contaminação ao longo do tempo (Figura 5.8).

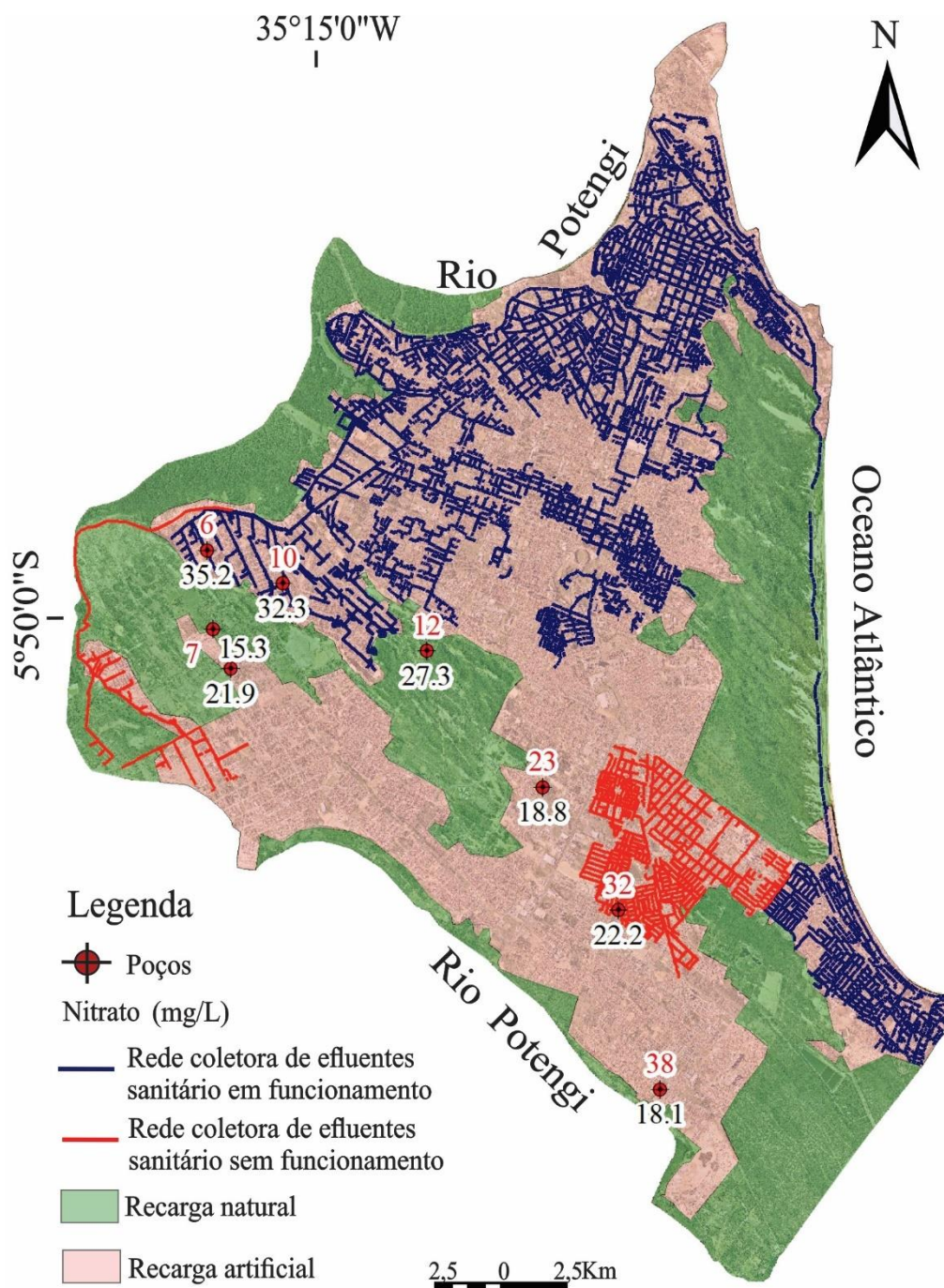


Figura 5.8 - Zonas de recarga com base nas análises de cobertura de solo e estrutura da rede de coleta de efluentes sanitários em funcionamento e poços que mais exibiram aumento nas concentrações de nitrato no período considerado.

Uma vez contextualizado o cenário local acerca das concentrações de nitrato e sua proveniência, estimativas de recarga para as diferentes zonas foram realizadas através das equações reportadas, tendo como valores de recarga natural de 10,350,900 m³/ano e recarga artificial de 3,922,490 m³/ano nas áreas verdes, 15,192,976 m³/ano pelas bacias de drenagem, 25,572,596 m³/ano pela perda de água por vazamento da rede de distribuição de água e 18,952,909 m³/ano pelas águas servidas.

Os dados de recarga referente a águas servidas e perda pela rede de distribuição de água subsidiaram as estimativas de recarga para os cenários simulados, considerando sua redução em percentuais (Tabela 06), bem como a posterior análise em termos de perspectivas de depuração natural das concentrações de nitrato decorrentes de taxas de renovação. Para os dados de entrada no modelo foi utilizado valor de recarga natural de 279 mm/ano nas zonas I, II e III, e recarga artificial de 889 mm/ano na zona IV (ver Figura 5.2).

Tabela 06 - Estimativa de Recarga e os cenários simulados na área de estudo.

Estimativa de Recarga			
Recarga Natural	Valores (m ³ /ano)	mm/ano	%
Zona I	3,610,260	279	35
Zona II	3,518,190	279	34
Zona III	3,222,450	279	31
Total	10,350,900		100
Recarga Artificial			
Área verde	3,922,490	54.81	6
Bacia de Drenagem	15,192,976	212	24
Perdas por distribuição de água	25,572,596	357	40
Águas residuais	18,952,909	265	30
Total	63,640,971	889.34	100
TOTAL	73,991,871		
Cenários			
Cenários	Situação atual do Aquífero	Recarga (mm/ano)	
CI	Retirada de 50% da recarga das águas residuais	756	
CII	Retirada de 100% da recarga das águas residuais	624	
CIII	Retirada de 50% da recarga de águas residuais e 50% de perdas por distribuição de água	578	
CIV	Retirada de 100% da recarga das águas residuais e 100% por perdas na distribuição de água	267	

O modelo numérico foi calibrado com um erro de raiz média quadrática (RMS) de 7.2%, sendo a correlação de resíduos de cargas (calculadas e observadas) inferior a 10% (Figura 5.9). Este modelo apresenta uma configuração atual do Aquífero Barreiras na área de pesquisa, com todas as recargas existentes e exploração por bombeamentos. A partir desse modelo atual, foram realizadas as quatro simulações, com objetivo de avaliar as variações dos níveis freáticos e

reservas de saturação. Os valores de vazão dos poços e da recarga para as zonas I, II, III mantiveram-se inalterados para todos os cenários simulados.

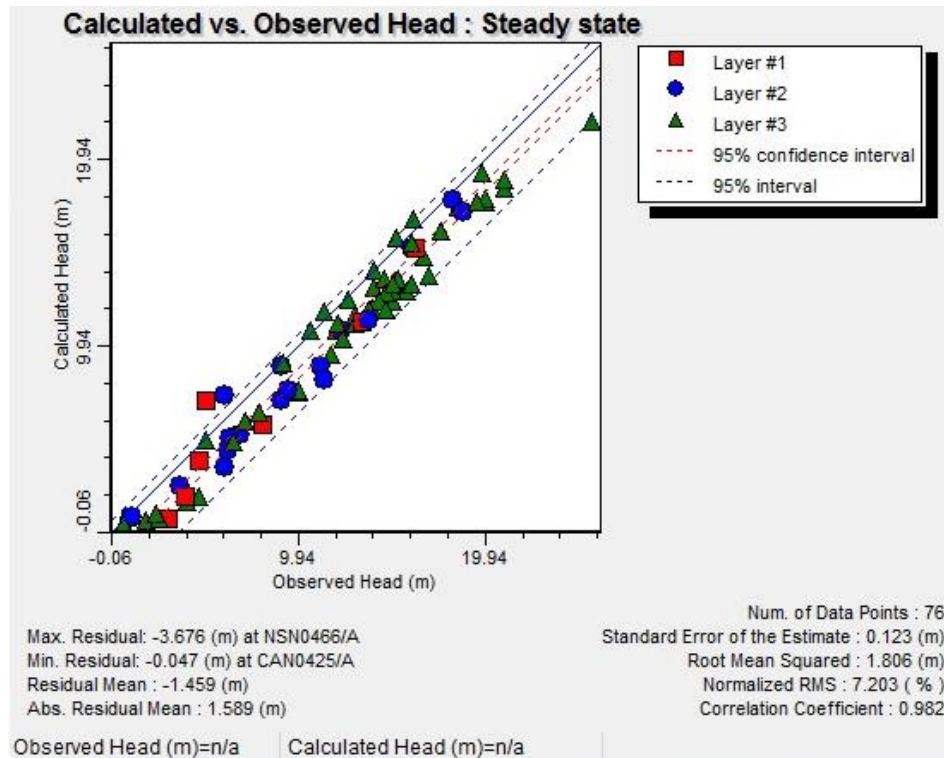


Figura 5.9 - . Correlação entre as cargas hidráulicas observadas e calculadas.

Na configuração atual e com uma recarga da ordem de 889 mm/ano, os níveis potenciométricos se apresentam com valores máximos de 17.5 m a 22.5 m na porção oeste e central, enquanto que as cotas mais reduzidas, em geral inferiores a 10 m, são caracterizadas em toda porção leste e extremo noroeste da área, já nas imediações do Rio Potengi (Figura 5.10).

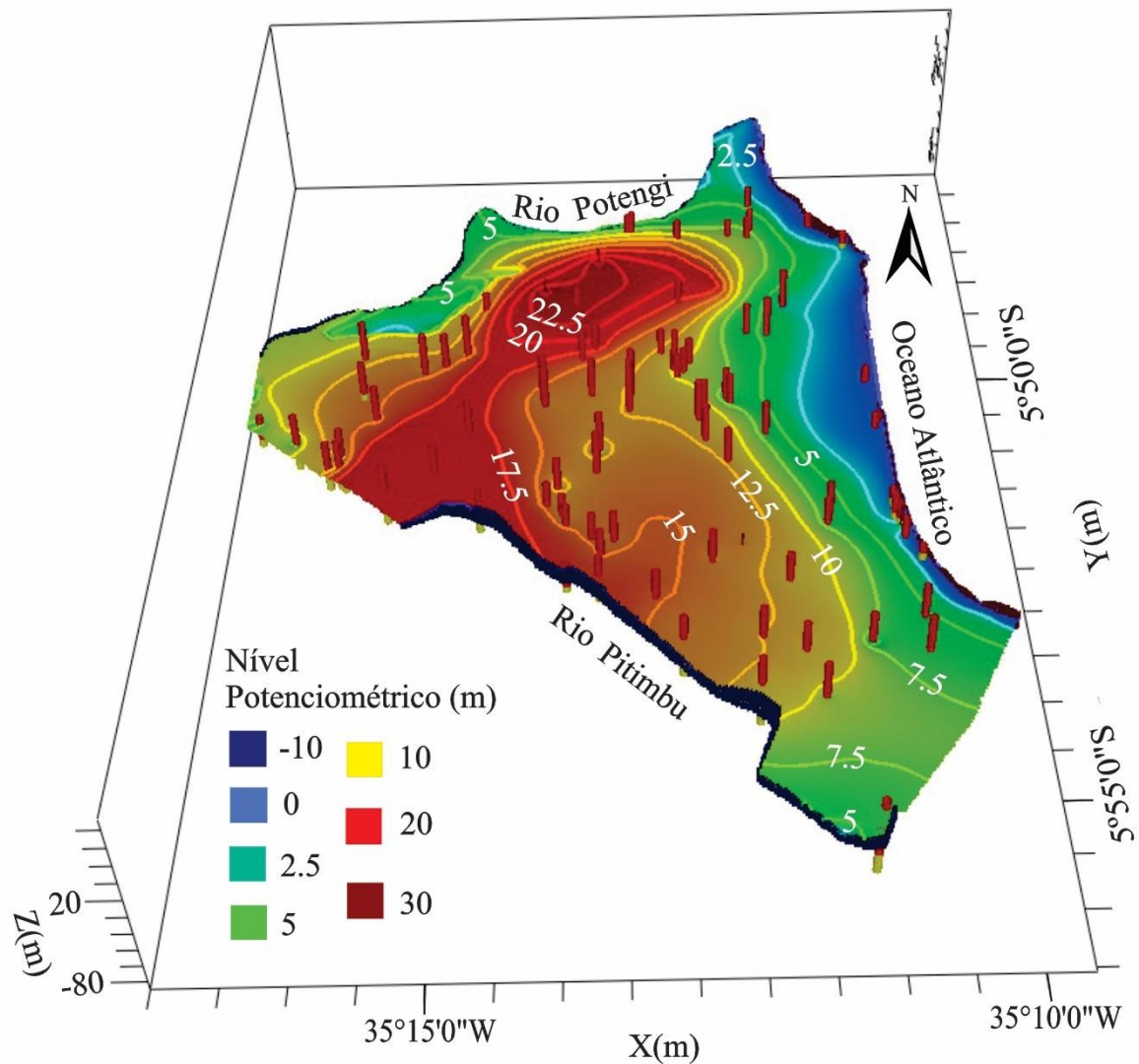


Figura 5.10 - Configuração atual do aquífero com recarga de 889 mm/ano.

Dentro das simulações efetuadas, a retirada de 50% da contribuição de recarga pelas águas servidas (756 mm/ano) mostra uma diminuição de 2.5m na faixa nordeste da área, além de um leve recuo dos níveis potenciométricos de leste para oeste (Figura 5.11A). A porção sul da área se manteve com os mesmos níveis potenciométricos apresentando valores semelhantes.

Na retirada de 100% da contribuição de recarga pelas águas servidas (624 mm/ano), nota-se uma diminuição de 5m na faixa norte (figura 5.11B). Na porção central da área observou-se recuo mais efetivo dos níveis potenciométricos, com rebaixamentos em torno de 2.5m. A porção sul da área manteve-se com níveis semelhantes.

No cenário simulado com a retirada de 50% das águas servidas e 50% proveniente de perdas através da rede de distribuição de água (578mm/ano), tem-se uma diminuição da

potenciometria no sentido norte, enquanto que na parte central observa-se o recuo dos níveis potenciométricos de leste para oeste (Figura 5.11C).

Com a retirada de 100% das águas servidas e 100% proveniente de perdas pela rede de distribuição de água (267 mm/ano), observa-se a diminuição dos níveis potenciométrico na porção nordeste, da ordem de 7.5 a 15 m, enquanto que na parte central da área ocorre a diminuição de aproximadamente 15 m. A porção sul da área ainda se mantém com níveis praticamente inalterados (Figura 5.11D).

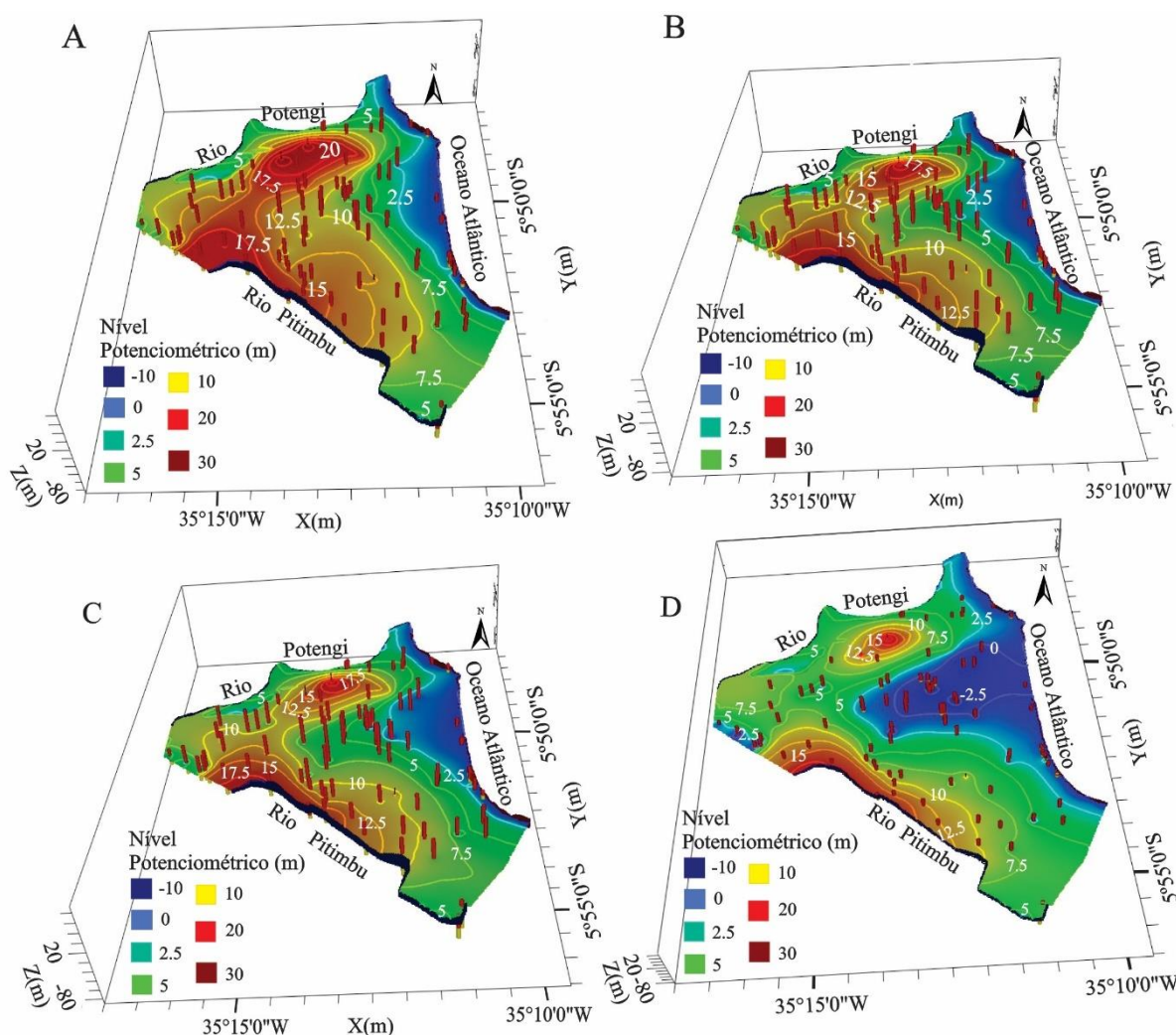


Figura 5.11 - Variação dos níveis potenciométricos de acordo com a variação da recarga; diminuição em 50% (A) e 100% (B) da contribuição da recarga artificial proveniente da infiltração de águas residuais (recarga considerada de 756 mm/ano e 624 mm/ano, respectivamente); diminuição em 50% das contribuições provenientes da infiltração de águas residuais e 50% de perdas da rede de distribuição de água (recarga considerada de 578 mm/ano) (C); supressão de 100% da recarga artificial (recarga considerada de 267 mm/ano, proveniente da infiltração nas áreas verdes e drenagem urbana das bacias fechadas) (D).

Diante das possibilidades de melhorais nas estruturas das redes de coleta de efluentes sanitários e da rede de distribuição de água, embora considerando as respectivas diminuições

dos aportes em termos de recargas artificiais, espera-se certamente que tais aspectos tenham implicações diretas na qualidade das águas subterrâneas dentro dos cenários simulados, particularmente em termos de contaminação por nitrato. Essa perspectiva decorre de observação das condições de renovação natural do manancial subterrâneo, a partir da análise preliminar de tempos de residência das águas subterrâneas para cada cenário reportado, de acordo com a diminuição da recarga artificial.

Nesse contexto, considerando as variações nas reservas de saturação e aplicando-se a equação 26, os resultados acerca do cálculo do tempo de residência fundamentado em variações volumétricas dos volumes de saturação, evidenciam que à medida que se diminui a recarga, aumenta o tempo de residência associado com a taxa de renovação, implicando em diminuição na depuração de concentrações dos nitrogenados. No cenário I, tem-se um tempo estimado de 6,5 anos, considerando a retirada de 50% da contribuição de recarga pelas águas servidas ($6,45 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{ano}$) e volume de saturação de $4,17 \times 10^8 \text{ m}^3$. No cenário II, estimou-se um tempo de 7,4 anos, levando-se em consideração a retirada de 100% da contribuição de recarga pelas águas servidas ($5,50 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{ano}$) e volume de saturação de $4,17 \times 10^8 \text{ m}^3$. O terceiro cenário evidenciou um tempo de 7,7 anos, admitindo-se a diminuição de 50% das águas servidas e de 50% de perdas pela rede de distribuição de água ($5,17 \times 10^7 \text{ m}^3/\text{ano}$), com o volume de saturação de $4,00 \times 10^8$. O último cenário, com a previsão mais crítica em relação ao déficit de recarga, obteve-se um tempo de residência em 12,9 anos, admitindo-se a diminuição de 100% das águas servidas e de 100% da perda pela rede de distribuição de água, sendo $2,9 \times 10^7$ o valor da reserva de saturação (Figura 5.12).

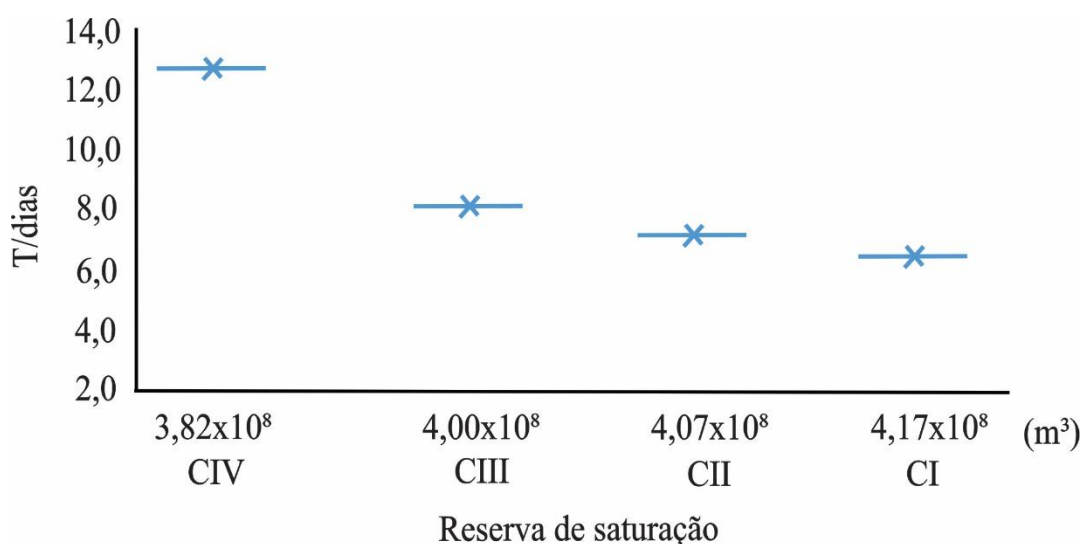


Figura 5.12 – Análise gráfica simplificada da evolução do tempo de residência, associado com taxas de renovação das águas subterrâneas, em detrimento da diminuição da recarga nos distintos cenários simulados.

Diante dos resultados ora reportados, foi possível avaliar que o incremento da infraestrutura da rede de coleta de efluentes sanitários não garante individualmente a diminuição paulatina da contaminação por nitrato, uma vez que as concentrações não exibiram reduções nas áreas já contempladas com a coleta de águas residuais. Dessa forma, o contexto estudado deve considerar medidas adicionais em termos de gestão, devendo as mesmas serem conduzidas conjuntamente com vistas a melhoria na qualidade das águas subterrâneas. Dentre essas medidas, tem-se a reavaliação e readequação da capacidade instalada de poços produtores locais e a identificação de outras fontes hídricas, inclusive superficiais, que possam ser aportadas ao sistema público de abastecimento e minimizando-se as perdas e rebaixamentos associados com a diminuição da infiltração de águas servidas e melhorias na rede de distribuição de água. Somado a isso, tem-se a necessidade da desativação de fossas sépticas, ainda certamente utilizadas, na medida em que a rede de coleta de efluentes sanitários estiver operando e/ou sendo ampliada.

5.6. Conclusões

O Sistema Aquífero Barreiras apresenta elevadas concentrações de nitrato praticamente ao longo de toda a área estudada, apesar de possuir estrutura de rede de coleta de efluentes sanitários em uma parcela desta. Esse vínculo de concentrações de nitrato e a estrutura de saneamento decorre do fato de que a referida contaminação é proveniente da infiltração de águas residuais não tratadas. Essa observação é respaldada, sobretudo, por correlações diretas entre os parâmetros Cl^- , Ca^{2+} , Na, Mg^{2+} e o nitrato nas amostras de água de poços locais, condizentes com uma origem única da contaminação e associada com a infiltração dessas águas residuais. Na conjuntura atual, verificou-se que trinta e oito (38) dos sessenta e dois (62) poços amostrados já exibem concentrações de nitrato superiores a 10 mg/l, representando um incremento de cerca de 58% desde o início do período considerado (2012).

O substrato litológico, composto principalmente por sedimentos arenosos de natureza eólica com elevadas taxas de infiltração, favorece a lixiviação vertical de poluentes, particularmente dos compostos nitrogenados, no sentido do aquífero. Ainda nesse cenário, tem-se o contexto de perímetros verdes e edificados na área urbana em questão, o qual contribui substancialmente em termos de taxas de infiltração, além da rede de efluentes sanitários ainda em implantação.

Nesse contexto de uso e ocupação do solo, incremento na coleta de efluentes não tratados e perdas pela rede de distribuição de água, distintos cenários foram analisados em

termos dessas contribuições nas taxas de recarga do aquífero, a partir de um modelo numérico calibrado. Dessa forma, dentro das simulações efetuadas, o cenário mais crítico em termos de recarga, no qual se considerou a supressão de toda a contribuição artificial associada com as perdas pela rede de distribuição de água e eliminação da infiltração de águas servidas, observa-se a diminuição de níveis potenciométricos associados à rebaixamentos da ordem de 7.5 a 15 m em alguns setores da área, com implicações diretas nas reservas de saturação.

Essa gradativa diminuição das reservas de saturação nos cenários simulados para o decréscimo de contribuições artificiais na recarga do aquífero, implica em tempos maiores estimados de renovação das águas subterrâneas, superando doze (12) anos para o cenário mais crítico reportado. Essa análise, embora de natureza preliminar e em termos volumétricos, ressalta que a diminuição gradual dessa contaminação está associada com a diminuição da recarga artificial, certamente comprometendo o equilíbrio dinâmico no aquífero.

Nessa conjuntura qualitativa-quantitativa do manancial subterrâneo, ressalta-se a necessidade do incremento na adoção de medidas de gestão dos recursos hídricos para a região. Diante da importância das águas subterrâneas locais, as ações de planejamento devem priorizar o abastecimento público, considerando a possibilidade de fontes externas à área estudada e ou racionamento planejado do abastecimento, com a readequação da capacidade instalada dos poços produtores.

5.7. Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPES, pelo apoio financeiro – Código de Financiamento 001 e à Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte-CAERN pelo compartilhamento de dados e apoio logístico à pesquisa.

5.8. Referências

Abascal E, Gómez-Coma L, Ortiz I, Ortiz A (2022) Global diagnosis of nitrate pollution in groundwater and review of removal technologies. *Science of the Total Environment*. 810, 152233. doi10.1016/j.scitotenv.2021.152233

Anderson MP, Woessner WW (1992) *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport*. Academic Press Inc., 381p., London.

Ayers RS, Westcot DW (1985) *Water Quality for Agriculture*. FAO of the UNITED NATIONS, Rome, Italy. Disponível em: <https://www.fao.org/3/t0234e/t0234e00.htm>. Acesso em 25 julho 2022.

Castany, G. (1975) *Prospecció y explotación de las aguas subterráneas*. Barcelona: Ômega, 1975. 738 p.

Conicelli B, Ricardo Hirata, Paulo Galvão, Mariana Bernardino, Mateus Simonato, Marcio Costa Abreu, Nataly Aranda, Rafael Terada (2021) Determining groundwater availability and aquifer recharge using GIS in a highly urbanized watershed. *Journal of South American Earth Sciences*. 106: 103093. doi10.1016/j.jsames.2020.103093

Dantas EP, Medeiros VC, Cavalcante R, (2021) Mapa geológico do Estado do Rio Grande do Norte. Recife: Serviço Geológico do Brasil-CPRM. 1 color map. 132,72cm x 85,45cm. Escala 1:500.000. Programa Geologia, Mineração e Transformação Mineral. Ação: Levantamentos Geológicos e Integração Geológica Regional. Available in cprm.gov.br, accessed on August 20, 2021.

Ebrahimi S, Roberts DJ (2013) Sustainable nitrate-contaminated water treatment using multi cycle ion-exchange/ bioregeneration of nitrate selective resin. *J Hazard Mater* 262:539–544. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.09.025

Eshtawi T, Evers M, Tischbein B (2016) Quantifying the impact of urban area expansion on groundwater recharge and surface runoff, *Hydrological Sciences Journal*, 61:5, 826-843, 2016. doi:10.1080/02626667.2014.1000916

Feitosa FAC, Manoel Filho J, Feitosa EC, Demetrio JGA (2008) *Hidrogeologia - conceitos e aplicações*. 3a ed. rev. CPRM: LABHID, Rio de Janeiro. 814 p.

Frazão E P (2003) Caracterização hidrodinâmica e morfosedimentar do estuário Potengi e áreas adjacentes: subsídios para controle e recuperação ambiental no caso de derrames de hidrocarboneto. Dissertação nº 36 / Programa de Pós-Graduação Geodinâmica e Geofísica/UFRN.

Fonseca VP, Melo FTL, Bezerra FHR, Amaral RF, Amaro VE (1997) Mapeamento geológico-geomorfológico (1:250.000) do litoral oriental do estado do Rio Grande do Norte: primeiros resultados. In: *Simpósio de Geologia do Nordeste*, 17. Fortaleza. Boletim de Resumos. SBG/NE. B.15, p.378-382.

He S, Wu J, Wang D, He X (2022) Predictive modeling of groundwater nitrate pollution and evaluating its main impact factors using random forest. *Chemosphere*. 290, 133388. doi10.1016/j.chemosphere.2021.133388

Hirata R, Cagnon F, Bernice A, Maldaner CH, Galvão P, Marques C, Terada R, Varnier C, Ryan MC, Bertolo R (2020) Nitrate Contamination in Brazilian Urban Aquifers: A Tenacious Problem. *Water*. 12, 2709. doi:10.3390/w12102709

Lucena LRF, Silva LRD, Vieira MM, Carvalho BM, Xavier Junior MM (2016) Estimating hydraulic parameters of Açu-Brazil aquifer using the computer analysis of micrographs. *Journal of Hydrology*, 535:61-70. doi10.1016/j.jhydrol.2016.01.025

Melo J G, Moraes SDO, Alves RS, Vasconcelos MB (2013) Avaliação dos recursos hídricos do aquífero barreiras na bacia do rio Maxaranguape-RN. *Revista Águas Subterrâneas* 27, 53-64.

Melo JG, Queiroz M (2001) The effects on urban development of the groundwater and it's quality in Natal, Brazil. In *New approaches characterizing groundwater flow. XXXI International of Hydrogeologists Congress*, Munique.

Melo JG (1995) Impactos do desenvolvimento urbano nas águas subterrâneas de Natal/RN. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia. São Paulo. 196 pg.

Mendoza A M, Hanson RT, Villalobos R (2021) Potential adverse impacts on vulnerability and availability of groundwater from climate-change and land use *Journal of Hydrology*, 594 125978. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.125978

Nunes LMG, Lucena LRF, Silva CCN (2020) Reserve evaluation of a faultconditioned aquifer: the Barreiras Aquifer in the coastal region of NE Brazil, *Brazilian Journal of Geology*, 50, e20180127. doi:10.1590/2317-4889202020180127

Peixoto FS, Cavalcante IN, Gomes D F (2020) Influence of Land Use and Sanitation Issues on Water Quality of an Urban Aquifer. *Water Resources Management*. 34, 653–674. doi:10.1007/s11269-019-02467-6

Pileggi F, Hirata R, Aranda N, Conicelli B (2021) Support method for interpretation of regional groundwater monitoring in urban áreas. *Brazilian Journal of Geology*. 51, e20200053. doi:10.1590/2317-4889202120200053

Pulido-Velazquez D, Romero J, Collados-Lara AJ, Alcalá JF, Fernández-Chacón F, Baena-Ruiz L (2020) Using the Turnover Time Index to Identify Potential Strategic Groundwater Resources to Manage Droughts within Continental Spain. *Water*. 12: 3281. doi:10.3390/w12113281

Righetto AM, Dias DF (2016) Balanço hídrico do sistema Aquífero Barreiras na bacia hidrográfica do Rio Pitimbu-RN. *Águas Subterrâneas (São Paulo)*, v. 30, p. 394-410, 2016. doi.org/10.14295/ras.v30i3.28620

Shubo T, Fernandes L, Montenegro SG (2020) An Overview of Managed Aquifer Recharge in Brazil. *Water*. 12, 1072. doi:10.3390/w12041072

Silva LRD, Lucena L RF, Vieira MM, Nascimento AF (2014) Estimativa de parâmetros hidráulicos do Aquífero Barreiras-RN a partir de análise computacional de imagens de lâminas delgadas. *Águas Subterrâneas*, 28, p14-27. doi10.14295/ras.v28i2.27873

Souza IVF, Lucena LRF, Bezerra FHR, Diniz Filho JB (2019) Use of hydrogeophysical data to determine the role of faults in the geometry of the Barreiras Aquifer, Brazil, BJGEO. 49, e20170141, doi:10.1590/2317-4889201920170141

Tokazhanov G, Ramazanov E, Hamid S, Bae S, Lee W (2020) Advances in the catalytic reduction of nitrate by metallic catalysts for high efficiency and N₂ selectivity: a review. Chem. Eng. J. 384, 123252. doi.org/10.1016/j.cej.2019.123252

Riedel T, Kübeck C, Quirin M (2022) Legacy nitrate and trace metal (Mn, Ni, As, Cd, U) pollution in anaerobic groundwater: Quantifying potential health risk from “the other nitrate problem”. Applied Geochemistry. 139, 105254. doi:10.1016/j.apgeochem.2022.105254

United Nations (2016) THE 17 GOALS - Sustainable Development - Sustainable Development. Disponível em: <https://sdgs.un.org/goals>. Acesso em 07 julho 2022.

United Nations (2021) The Sustainable Development Report. Disponível em: <https://unstats.un.org/sdgs/report/2021/goal-06/>. Acesso em 07 julho 2022.

WHO - World Health Organization. Nitrate and Nitrite in Drinking-Water: Background Document for Development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality; WHO Press: Geneva, Switzerland, 2011; p. 23. Disponível em: https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitratenitrite2ndadd.pdf. Acesso em 07 julho 2022.

Capítulo 6

6. Conclusões

Este estudo contribuiu como subsídio metodológico para estimativa de recarga em áreas urbanas através do emprego de sensoriamento remoto e modelagem numérica, bem como avaliação de processo de contaminação de águas subterrâneas em áreas costeiras. Os conhecimentos disponibilizados aos gestores subsidiarão a adoção de novas práticas de gestão dos recursos hídricos e implementação de novas políticas públicas sobre abastecimento de água e coleta de efluentes.

Os cenários do modelo numérico permitiram analisar as variações dos níveis potenciométricos do Aquífero Barreiras, onde evidencia maiores diminuição na porção leste da área de estudo, gerando cones de depressão de alcance regional com variação de 25m entre a situação atual do aquífero e o cenário mais crítico.

A inversão do fluxo subterrâneo ocasionado pela variação significativa da carga hidráulica pode provocar alteração na interação rio-aquífero estimulando rios a se tornarem influentes, bem como pode provocar a intrusão salina nas regiões de proximidade com a linha de costa.

Os cenários caracterizados nos modelos numéricos para as reservas de saturação exibem uma diminuição em torno de 10% entre o contexto atual e uma máxima eficiência das redes de distribuição de água e rede de coleta de efluentes sanitários, associadas com uma cessão dessas contribuições artificiais (infiltração de águas residuais e perdas no sistema de abastecimento público).

No contexto da qualidade das águas subterrâneas o Aquífero Barreiras apresenta com elevadas concentrações de nitrato praticamente ao longo de toda a área estudada, mesmo com a existência da estrutura de esgotamento sanitário em uma parcela desta. Essa associação das concentrações de nitrato e a estrutura de saneamento decorre do fato de que a referida contaminação é proveniente da infiltração de águas residuais não tratadas.

As características litológicas da área de estudo, constituídas principalmente por sedimentos arenosos de natureza eólica com elevadas taxas de infiltração, contribui para a lixiviação vertical de poluentes nitrogenados no sentido do aquífero. Acrescenta-se a esse cenário os perímetros verdes e edificados na área urbana em questão, o qual contribui substancialmente em termos de taxas de infiltração, além da rede de coleta de efluentes sanitários ainda em implantação.

Em termos de renovação das águas subterrâneas, considerando as variações nas reservas de saturação, os cenários apresentam um tempo de residência estimado de 6,5 anos a 12,9 anos do cenário mais favorável até para o cenário mais crítico.

Os impactos ora reportados para o Aquífero Barreiras, seja em caráter quantitativo, seja em caráter qualitativo reforçam a importância de se aprofundar o conhecimento sobre o comportamento do Aquífero Barreiras diante dos desafios futuros, considerando o avanço da urbanização, crescimento populacional, sistema de abastecimento público e rede de coleta de efluentes sanitários. Nesse aspecto, recomenda-se:

- ✓ A continuidade das pesquisas sobre o comportamento do aquífero na avaliação de cenários futuro, levando em conta a ocupação do solo e o aumento da população.
- ✓ Monitoramento contínuo das águas subterrâneas no contexto da poluição, incluindo a contaminação por intrusão salina, principalmente nos poços posicionados a leste e central da área de estudo.
- ✓ Monitoramento das águas superficiais e subterrâneas no contexto da poluição por nitrato na interface Rio Potengi e continente.
- ✓ Adoção de medidas na gestão dos recursos hídricos no sentido de reduzir a exploração dos poços e buscar novas fontes de água, externas à área de estudo da tese para o abastecimento público.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA (2012) Estudos Hidrogeológicos para a Orientação do Manejo das Águas Subterrâneas na Região Metropolitana de Natal. Relatório Final. Volumes 1 e 2. Brasília/DF: ANA.
- Alvarez CA, Stape JL, Sentelhas CP, Gonçalves JLM, Sparovek G (2014) Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol, 22, Nº 6. p711-728.
- Anderson MP, Woessner WW (1992) *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport*. Academic Press Inc., 381p., London.
- Angelim LAA (2006) *Geologia e recursos minerais do Estado do Rio Grande do Norte - Escala 1:500.000*. CPRM - Serviço Geológico do Brasil, Recife, 119 p.
- Bertrand G, Hirata R, Pauwels H, Cary L, Petelet-Giraud E, Chatton E, Aquilina L, Labasque T, Martins V, Montenegro S, Batista J, Aurouest A, Santos J, Bertolo R, Picot G, Franzen M, Hochreutener R, Braibant G (2016) Groundwater contamination in coastal urban areas: anthropogenic pressure and natural attenuation processes. example of Recife (PE State, NE Brazil). *Journal of Contaminant Hydrology* 192.165–180.
- Bezerra, FHR, Amaro VE, Vinta-Finzi C, Saadi A (2001) Pliocene-quaternary fault control of sedimentation and coastal plain morphology in NE Brazil. *Journal of South American Earth Sciences*. P 61-75. doi.org/10.1016/S0895-9811(01)00009-8
- Coriolano ACF (2002) Reavaliação de critérios estruturais na hidrogeologia de terrenos cristalinos, com ênfase na neotectônica e sensoriamento remoto. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brazil. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/18354> acesso em 18 maio 2022
- Costa AM, Salis HHC, Viana JHM, Pacheco FALP (2019) Groundwater Recharge Potential for Sustainable Water Use in Urban Areas of the Jequitiba River Basin, Brazil. *Sustainability* 11, 2955. doi:10.3390/su11102955
- Dantas EP, Medeiros VC, Cavalcante R, (2021) Mapa geológico do Estado do Rio Grande do Norte. Recife: Serviço Geológico do Brasil-CPRM. 1 color map.132,72cm x 85,45cm. Escala 1:500.000. Programa Geologia, Mineração e Transformação Mineral. Ação: Levantamentos Geológicos e Integração Geológica Regional.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA (2006) Sistema brasileiro de classificação de solos. 2ª ed. Rio de Janeiro, EMBRAPA SOLOS.
- Eshtawi T, Evers M, Tischbein B (2016) Quantifying the impact of urban area expansion on groundwater recharge and surface runoff, *Hydrological Sciences Journal*, 61:5, 826-843, 2016. doi:10.1080/02626667.2014.1000916
- Dibaj M, Javadi AA, Akrami M, Ke KY, Farmani R, Tan YC, Chen AS (2020) Modelling seawater intrusion in the Pingtung coastal aquifer in Taiwan, under the influence of sea-level

rise and changing abstraction regime. *Hydrogeology Journal*. doi.org/10.1007/s10040-020-02172-4

Frazão E P (2003) Caracterização hidrodinâmica e morfosedimentar do estuário potengi e áreas adjacentes: subsídios para controle e recuperação ambiental no caso de derrames de hidrocarboneto. Dissertação nº 36 / Programa de Pós-Graduação Geodinâmica e Geofísica/UFRN.

Feitosa EC, Melo, JG 1998– Caracterização Hidrogeológica dos Aquíferos do Rio Grande do Norte. PLANO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. SERHID-HIDROSERVICE-FADE-LABHID

Fonseca VP, Bezerra FHR, Sousa MOL, Silva FO, Amaral RF, Souza ZS (2012) Carta Geológica da Folha Natal 1:100.000. CPRM.

Fonseca VP, Melo FTL, Bezerra FHR, Amaral RF, Amaro VE (1997) Mapeamento geológico-geomorfológico (1:250.000) do litoral oriental do estado do Rio Grande do Norte: primeiros resultados. In: Simpósio de Geologia do Nordeste, 17. Fortaleza. Boletim de Resumos. SBG/NE. B.15, p.378-382.

Foster S, Gogu RC (2019) Urban Groundwater - mobilising stakeholders to improve monitoring. Researchgate. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/332753154>

He C, Andre AS (2011) Simulation of groundwater flow in Southern New Castle County, Delaware. Report of Investigations nº 77. University of Delaware Newark, Delaware.

Hespanhol I (2008) A new paradigm for water resource management. *Estudo Avançado* Vol.22, n.63, pp 131-158. doi.org/10.1590/S0103-40142008000200009

Lerner, D., 2002. Identifying and quantifying urban recharge: a guide to understanding and estimating natural recharge. IAH 8, 345. Heise. Hannover. Mazzarino, J.M., Turatti, L., Petter, S.T., Scheibe, D.B., Marques, R.M.,

Lerner D (1900) Groundwater Recharge in Urban Areas. *Atmospheric Environment* Vol. 24B, No. 1, pp. 29-33, 1990. doi.org/10.1016/0957-1272(90)90006-G

LUCENA LRF, FILHO EFR, HINDI EC (2002) O fator estrutural atuante na conexão hidráulica subterrânea entre o Sistema Lacustre do Bonfim e a bacia do rio Pirangi, litoral leste do Rio Grande do Norte. *Rev. Água Subterrânea*. nº 16.85-95. doi.org/10.14295/ras.v16i1.1302

Lucena LRF, Rosa Filho EF, Hindi EC (2006) O controle estrutural no Aquífero Barreiras – área da bacia do Rio Pirangi-RN. *Revista Águas Subterrâneas*, v.20, n.1: p. 83-98. doi 10.14295/ras.v20i1.9715

Lucena LRF (1999) Implicações Tectônicas na Hidrogeologia do Aquífero Barreiras e Sistema Lacustre do Bonfim, Nísia Floresta-RN. Dissertação de Mestrado nº 08. Pós-Graduação em Geodinâmica e Geofísica. p 105.

- Mabesoone JM, Campos e Silva A, Buerlen K (1972) Estratigrafia e Origem do Grupo Barreiras em Pernambuco, Paraíba e Rio Grande do Norte. *Revista Brasileira de Geociências*. São Paulo. p. 173-188
- Melo JG (1995) Impactos do desenvolvimento urbano nas águas subterrâneas de Natal/RN. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia. São Paulo. 196 pg.
- Melo JG, Queiroz M (2001). The effects on urban development of the groundwater and it's quality in Natal, Brazil. In *New approaches characterizing groundwater flow*. XXXI International of Hydrogeologists Congress, Munique.
- Motallebain M, Hojjat A, Raoof A, Cartwrightd N (2019) An alternative approach to control saltwater intrusion in coastal aquifers using a freshwater surface recharge canal. *Journal of Contaminant Hydrology*. Volume 222. P 56-64. doi.org/10.1016/j.jconhyd.2019.02.007
- Minnig M, Moeck C, Radny D, Schirmer M (2018) Impact of urbanization on groundwater recharge rates in Dubendorf, Switzerland. *Journal of Hidrology*, 563, 1135 – 1146. doi 10.1016/j.jhydrol.2017.09.058
- Nogueira FCC, Bezerra FHR, Castro, DL (2006) Deformação Rúptil em Depósitos da Formação Barreiras na Porção Leste da Bacia Potiguar. *Geol. USP, Sér. Cient. Vol.6, nº 2*. São Paulo. P. 51-59.
- Righetto AM, Dias DF (2016) Balanço hídrico do sistema Aquífero Barreiras na bacia hidrográfica do Rio Pitumbu-RN. *Águas Subterrâneas (São Paulo)*, v. 30, p. 394-410, 2016. doi.org/10.14295/ras.v30i3.28620
- Rouse JW Jr (1974) Monitoring the vernal advancement and retrogram dation (Green wave effect) of Natural vegetation. Texas University. Remote Sensing Center. 77843.
- Sahoo S, Jha MK (2017) Numerical groundwater-flow modeling to evaluate potential effects of pumping and recharge: implications for sustainable groundwater management in the Mahanadi delta region, India. *Hydrogeol J*. 25:2489–2511. doi10.1007/s10040-017-1610-4
- Salim J, Lima MS, Mabesoone JM (1974) Vales estruturais no litoral leste do Rio Grande do Norte. In: *Simpósio de Geologia do Nordeste, VI, Maceió*. Anais. Maceió: SBG. p. 41-47
- Sekovski I, Newton A, Dennison WC (2012) Megacities in the coastal zone: using a driver-pressure-state-impact-response framework to address complex environmental problems. *Estuar. Coast. Shelf Sci*. 96, 48–59.
- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2021) Diagnóstico temático serviço de água e esgoto. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/menu-coleta-dados>. Acesso em 04 julho 2022.
- Tokazhanov, G., Ramazanov, E., Hamid, S., Bae, S., Lee, W., 2020. Advances in the catalytic reduction of nitrate by metallic catalysts for high efficiency and N2 selectivity: a review. *Chem. Eng. J*. 384, 123252. doi.org/10.1016/j.cej.2019.123252

Vital H (2006) Rio Grande do Norte. In Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Programa de Geologia e Geofísica Marinha. Erosão e Progradação do Litoral Brasileiro. Dieter Muehe (Org) Brasília: MMA.

Zha Y, Gao J, NI S (2003) Use of normalized difference built-up index in automatically mapping urban areas from TM imagery. *Int. J. Remote Sensing*. Vol. 24, nº 3, p 583-594. doi.org/10.1080/01431160304987

Anexos

Tabela com informações sobre os poços tubulares e carga hidráulica

Poço	PT	UTM X	UTM Y	Elev.	NE	CH
1	ALE1345	254347	9358712	38.00	20.15	17.85
2	CAL0977	255563	9359916	23.00	8.88	14.12
3	CAN0078	254114	9354312	54.90	36.62	18.28
4	CAN0425	254885	9352612	43.90	29.24	14.66
5	CAN0429	254400	9353278	48.70	31.92	16.78
6	CAN0920	255047	9354522	42.60	28.75	13.85
7	CAN0978	255003	9354096	48.00	30.04	17.96
8	CES0102	252017	9355346	40.00	14.41	25.59
9	CES0470	252501	9354946	45.00	22.03	22.97
10	CES0475	252601	9355358	42.90	20.63	22.27
11	CNO0101	251479	9354340	49.80	24.72	25.08
12	CPM0015	256709	9351882	35.00	23.13	11.87
13	CPM0037	256489	9353140	37.50	22.31	15.19
14	CPM0040	256138	9353488	35.20	23.36	11.84
15	CPM0043	256722	9353578	35.00	20.29	14.71
16	CPM0405	258034	9351054	33.00	27.64	5.36
17	CPM0673	256800	9351166	38.00	24.53	13.47
18	CPM1061	255821	9352158	38.80	26.51	12.29
19	FCA0771	249285	9355112	45.00	27.67	17.33
20	GUA0398	250423	9353936	44.90	26.12	18.78
21	LGN0032	255693	9354622	34.50	22.72	11.78
22	LGN0054	254779	9356084	45.00	30.73	14.27
23	LGN0285	255352	9353952	43.80	27.48	16.32
24	LGN0455	254078	9355170	48.10	32.72	15.38
25	NEO0110	255657	9350280	42.30	25.90	16.40
26	NEO0657	254986	9351550	42.00	26.35	15.65
27	NEO0676	255883	9351284	38.00	24.85	13.15
28	NEO1303	256459	9350408	42.70	28.90	13.80
29	NSN0466	252573	9356334	49.70	22.90	26.80
30	P01 ST	253060	9351597	41.00	25.33	15.67
31	P01NC	257349	9351206	32.00	25.46	6.54
32	P03 LJ	257910	9345485	9.60	4.00	5.60
33	P06 ST	253831	9350795	41.70	23.28	18.42
34	P07 PLA	249474	9354479	50.10	29.76	20.34
35	P08 LNI	255090	9355165	38.00	27.97	10.03
36	P08 NP	256377	9349347	33.90	18.80	15.10
37	P09 PN	258719	9349172	33.00	23.39	9.61
38	P09 ST	251592	9351670	39.00	23.97	15.03
39	P11 BNN	254114	9359303	27.10	16.75	10.35
40	P14 NP	256046	9347766	30.00	16.00	14.00

Continuação da tabela sobre os poços tubulares e carga hidráulica

Poço	PT	UTM X	UTM Y	Elev.	NE	H
41	P18 NP	256134	9348721	33.80	17.84	15.96
42	P29 NP	254897	9348711	36.00	18.80	17.20
43	P31 NP	254499	9349516	37.90	18.97	18.93
44	PAR0142	256810	9346980	33.00	21.00	12.00
45	PAR0143	256831	9348506	35.00	19.00	16.00
46	PET0388	256377	9360320	25.00	9.00	16.00
47	PIT1213	253447	9350416	38.40	22.80	15.60
48	PLA0071	249825	9352488	45.10	25.65	19.45
49	PLA0396	250748	9352298	47.90	24.91	22.99
50	PME0989	256918	9361038	6.90	4.50	2.40
51	PNE0542	259720	9349178	26.60	21.30	5.30
52	PNE0546	259369	9349226	35.70	24.40	11.30
53	PNE0782	257083	9349784	35.40	25.55	9.85
54	PQD0522	257457	9352334	28.00	18.70	9.30
55	GM160120	253526	9355541	45.60	27.69	17.91
56	PT01 ABC	258707	9348419	35.00	24.00	11.00
57	PT01 CGW	253466	9354418	53.40	35.18	18.22
58	PT01 CSGSR	255076	9358957	35.00	19.82	15.18
59	PT01 DGE	258401	9353935	17.60	14.00	3.60
60	PT01 GUA	248195	9353872	42.00	31.10	10.90
61	PT01 HPC	258332	9357496	14.70	12.90	1.80
62	PT01 IMA	256875	9359535	27.00	18.00	9.00
63	PT01 JMS	253096	9350047	33.70	16.40	17.30
64	PT01 RPH	258602	9351004	31.30	24.80	6.50
65	PT01 RPN	259199	9349632	32.60	28.20	4.40
66	PT01 RTC	257441	9351567	35.70	28.00	7.70
67	PT01 SBP	255027	9356887	40.00	24.90	15.10
68	PT01 SERHS	258469	9352345	19.30	16.90	2.40
69	PT01 VFE	255768	9352705	43.00	27.90	15.10
70	PT01 VM	258303	9354918	16.40	14.60	1.80
71	PT02 GJP	258367	9353710	18.50	15.20	3.30
72	PT02 SC	255414	9353261	45.90	31.00	14.90
73	PT02 SERHS	258436	9352468	21.40	17.90	3.50
74	PT02PLA	251314	9353454	45.00	25.64	19.36
75	PT03 SENAC	258238	9358828	21.00	18.30	2.70
76	PT08 ELJ	257419	9346174	22.00	14.90	7.10
77	PT09 GUA	248697	9354641	45.90	31.00	14.90
78	RIB1331	255762	9361046	8.00	3.20	4.80
79	TIR0317	256537	9358840	27.50	16.00	11.50
80	TIR0356	256061	9358070	31.00	15.70	15.30

Legenda: PT = Poço Tubular, Elev. = Elevação, NE = Nível Estático, CH = Carga Hidráulica

Tabela com informações sobre os poços tubulares, transmissividade (T) e condutividade hidráulica (K)

Poço	UTM X	UTM Y	Localização	T (m ² /s)	K (m/s)
1	257345	9351322	PT 01Novo Campo	1.20E-02	1.85E-04
2	253828	9350862	TP06 Cidade Satélite	2.04E-02	3.87E-04
3	257915	9345443	PT 03 Lagoa Jiqui	3.15E-02	5.87E-04
4	257615	9344984	PT05 Lagoa Jiqui	7.43E-03	1.64E-04
5	256323	9349393	PT08 Nova Parnamirim	3.66E-02	6.54E-04
6	256063	9347790	PT14 Nova Parnamirim	9.41E-03	2.08E-04
7	254483	9349556	PT31 Nova Parnamirim	2.03E-03	5.83E-05
8	254130	9359328	PT11 Base Naval	9.39E-04	1.85E-05
9	258503	9352329	PT 01 Hotel SERHS	6.59E-03	1.08E-04
10	258483	9352470	PT 02 Hotel SERHS	6.31E-03	1.05E-04
11	255041	9356947	PT01 Superm. Bom Preço	2.59E-04	4.19E-05
12	255410	9353300	PT02 Superm. Carrefour	2.13E-02	2.77E-04
13	255079	9359019	PT01 Colégio N ^a . Sr ^a . das Neves	2.63E-03	5.37E-05
14	258437	9353936	PT 01 D Grupo de Empreendimento	1.83E-03	3.43E-05
15	253056	9350048	PT01 Joaquim Mesquita e Silva	3.02E-04	1.01E-05
16	256529	9359381	PT01 Natal Hospital Center S.A	3.20E-04	4.47E-05
17	257401	9351566	PT01 Restaurante Tabua de Carne	4.00E-03	1.27E-04
18	256877	9359582	PT01 Instituto Maria Auxiliadora	1.24E-04	2.94E-05
19	257633	9359600	PT01 Condomínio Golden Tower	9.20E-04	1.43E-05
20	259201	9349682	PT01 Hotel Recreio EIRELI	1.73E-05	1.13E-05
21	256050	9359127	PT01 Condomínio Saint Germain	1.11E-03	1.98E-05
22	253194	9356790	PT01 Liga Norte Riograndense	1.64E-03	3.24E-05
23	258601	9351062	PT01 Hotel Rifoles Praia LTDA	5.80E-04	1.13E-05
24	255766	9352750	PT01 Verissimo Filhos Empreend. LTDA	1.76E-03	6.83E-05
25	258335	9357541	PT01 Hotel Parque da Costeira LTDA	1.81E-04	3.06E-05
26	253530	9355614	PT01 GM160120 SENAC	6.43E-04	3.10E-05
27	258369	9353768	PT02 GJP Adm.de Hoteis LTDA	1.07E-03	1.91E-05
28	258707	9348485	PT01 ABC Futebol Clube	6.22E-04	1.03E-05
29	258307	9354991	PT01 Hotel Vila do Mar	6.74E-03	1.08E-04
30	255838	9357215	PT 02 Midway Shopping Center LTDA	3.48E-03	5.12E-05
31	253465	9354470	PT01 Condomínio Green Woods	1.05E-01	1.91E-03
32	258240	9358901	PT03 SENAC	6.43E-04	1.24E-05

Tabela com informações sobre os poços tubulares e valores de exploração

Poço	Localização	UTM X	UTM Y	Exploração (m ³ /dia)
1	P01 Candelária	254119	9354073	2880
2	P01 Felipe Camarão	250864	9355309	816
3	P01 Novo Campo	257345	9351322	2400
4	P01 Pirangi	255411	9350382	2400
5	P01 Cidade Satélite	253059	9351597	960
6	P02 Lagoa do Jiqui	257712	9345459	1920
7	P02 Planato	251364	9353455	960
8	P03 Lagoa do Jiqui	257871	9345479	3360
9	P03 Planalto	250004	9352045	960
10	P04 Guarapes	249186	9353026	1152
11	P04 San Vale	253597	9353076	4800
12	P05 Lagoa do Jiqui	257593	9345026	2160
13	P05A Candelária	254148	9354487	2880
14	P05A Dunas	256263	9356275	2880
15	P06 Nova Parnamirim	256787	9348459	1800
16	P06 Pirangi	256633	9349954	2400
17	P06 Cidade Satélite	253828	9350862	2640
18	P06A Dunas	256633	9356253	2160
19	P06A Lagoa Nova II	255813	9354526	2400
20	P07 Nova Parnamirim	255153	9349977	2400
21	P07 Planalto	249474	9354479	480
22	P08 A Ponta Negra	259421	9348516	720
23	P08 Nova Parnamirim	256323	9349393	2160
24	P08 Cidade Satélite	252889	9352161	4800
25	P08B Lagoa Nova I	255089	9355165	3600
26	P09 Ponta Negra	258709	9349221	744
27	P09 Cidade Satélite	251591	9351669	1200
28	P1 Dix-Sept Rosado	252811	9357186	1200
29	P1 San Vale	254481	9352395	3120
30	P10 A Dunas	256977	9357091	2760
31	P10 A Felipe Camarão	249388	9355640	720
32	P11 Base Naval	254130	9359328	288
33	P11 Logoa Nova II	255873	9354372	2304
34	P12 Base Naval	254210	9359343	288
35	P12 Lagoa Nova I	254920	9355171	3480

Continuação da tabela com informações sobre os poços tubulares e valores de exploração

Poço	Localização	UTM X	UTM Y	Exploração (m ³ /dia)
36	P12 Nova Parnamirim	257029	9347553	1920
37	P13 Lagoa Nova I	254972	9354977	3480
38	P14 Novo Campo	256452	9353554	1440
39	P14 Nova Parnamirim	256063	9347790	1920
40	P15 Nova Parnamirim	257836	9348700	1680
41	P18 Nova Parnamirim	256133	9348720	1920
42	P29 Nova Parnamirim	254896	9348710	2160
43	P31 Nova Parnamirim	254483	9349556	960
44	PT01 ABC Clube	258707	9348485	339
45	PT01 AG Hotéis e Turismo S/A	258480	9351860	172
46	PT01 Arena das Dunas	255193	9355384	150
47	PT01 Condomínio Golden Tower	257633	9359600	86
48	PT01 Condomínio Green Woods	253465	9354470	540
49	PT01 CLAN Empresa LTDA	251527	9356894	192
50	PT01 Colégio N ^a . Sr ^a . das Neves	255079	9359019	44
51	PT01 CPAH	258826	9350572	59
52	PT01 Condomínio Saint Germain	256050	9359127	72
53	PT01 Casa de Saúde São Lucas	256425	9359107	141
54	PT01 Condomínio Smile Vilage	253297	9355395	70
55	PT01 D Grupo de Empreendimento	258437	9353936	538
56	PT01 Departamento de Oceanografia	258261	9358986	19
57	PT01 Fundação Marie Jost	253547	9352504	64
58	PT01 Hotel Parque da Costeira LTDA	258335	9357541	240
59	PT01 Instituto Maria Auxiliadora	256877	9359582	192
60	PT01 Joaquim Mesquita e Silva	253056	9350048	326
61	PT01 Liga Norte Riograndense	253194	9356790	408
62	PT01 Natal Hospital Center S.A	256529	9359381	324
63	PT01 PAPI Hospital	256478	9359328	150
64	PT01 Planalto	250823	9352451	1684
65	PT01 Residencial Oton Osório	256492	9360103	26
66	PT01 Hotel Rífoles Praia LTDA	258601	9351062	528
67	PT01 Restaurante Tabua de Carne	257401	9351566	125
68	PT01 SERHS Hotel	258503	9352329	1310
69	PT01 VD	255312	9353832	90
70	PT01 Verissimo Filhos Empreend. LTDA	255766	9352750	180

Continuação da tabela com informações sobre os poços tubulares e valores de exploração

Poço	Localização	UTM X	UTM Y	Exploração (m ³ /dia)
71	PT01 Hotel Vila do Mar	258307	9354991	2160
72	PT01 Superm. Bom Preço	255041	9356947	437
73	PT02 AG Hotéis e Turismo S/A	258479	9351528	172
74	PT02 Arena das Dunas	254946	9355598	150
75	PT02 Guarapes	247664	9354020	1684
76	PT02 Midway Shopping LTDA	255838	9357215	780
77	PT02 NCI	252618	9354352	1684
78	PT02 Superm. Carrefour	255410	9353300	665
79	PT02 SERHS Hotel	258483	9352470	1322
80	PT02 Cidade Satélite	252976	9351494	1684
81	PT02 VD	255406	9353852	90
82	PT03 AG Hotéis e Turismo S/A	258508	9351792	172
83	PT03 Arena das Dunas	254699	9355628	150
84	PT03 NCI	252649	9354217	1684
85	PT03 SENAC	258240	9358901	204
86	PT03 Cidade Satélite	253039	9351256	1684
87	PT04 AG Hotéis e Turismo S/A	258547	9351393	172
88	PT05 Felipe Camarão	250497	9355164	1684
89	PT05 Guarapes	248365	9353469	1684
90	PT05 Planalto	248989	9352733	1684
91	PT05 Cidade Satélite	253467	9350912	1684
92	PT06 Planalto	249179	9352749	1684
93	PT07 Cidade Satélite	253607	9350510	1684
94	PT08 Planalto	249739	9353893	1684
95	PT08 Cidade Satélite	253575	9350046	1684
96	PT10 Cidade Satélite	252724	9351728	1684
97	PT13 Felipe Camarão	251238	9355647	1684
98	PTGM160120 SENAC	253530	9355614	216
99	PTO2 GJP Adm. de Hoteis LTDA	258369	9353768	523