



ISSN: 2447-3359

REVISTA DE GEOCIÊNCIAS DO NORDESTE

Northeast Geosciences Journal

v. 10, n° 2 (2024)

<https://doi.org/10.21680/2447-3359.2024v10n2ID36699>



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

The occurrence of nitrate and its depuration perspective in the scenario of an urban unconfined aquifer with variable recharge, northeastern Brazil.

Benedita Cleide de Souza Campos¹; Leandson Roberto Fernandes de Lucena²; Rafaela da Silva Alves³

¹ Pós-graduação em Geodinâmica e Geofísica-PPGG/UFRN, Natal/RN, Brasil. Email: geolcleide@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2036-4659>

² Pós-graduação em Geodinâmica e Geofísica-PPGG/UFRN, Natal/RN, Brasil. Email: leandson.lucena@ufrn.br

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7713-861X>

³ Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos-FUNCEME, Fortaleza/CE, Brasil. Email: alves.rafaelasilva@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9879-1757>

Resumo: A nitrificação das águas subterrâneas em centros urbanos normalmente decorre da infiltração de águas residuais não tratadas. Na presente pesquisa, caracterizou-se a ocorrência de NO₃ e perspectivas de depuração natural no cenário de um aquífero não confinado urbano com recarga variável. Para isso, utilizaram-se ferramentas de análises hidroquímicas e modelos numéricos, considerando a relação entre a variação da espessura do aquífero diante da variação da recarga, ocupação do solo e a estrutura da rede coletora de efluentes sanitários. Nesse contexto, quatro cenários foram inseridos nas 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 infiltradas. Os resultados demonstraram o aumento progressivo das concentrações de nitrato em cerca de 58% dos poços analisados no período de 2012 a 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-chave: Nitrato; Depuração; Aquífero não Confinado Urbano.

Abstract: The nitrification of groundwater in urban areas commonly stems from the infiltration of untreated wastewater. This study aimed to characterize the presence of NO₃ and evaluate the possibilities for natural remediation in an urban unconfined aquifer subject to variable recharge. The investigation utilized hydrochemical analysis techniques and numerical modeling to examine the interplay between aquifer thickness variations, recharge fluctuations, urban development, and the configuration of the sanitary sewage system. Four scenarios were devised to assess the decline in saturation levels and its subsequent impact on the aquifer's theoretical replenishment rates, assuming a gradual reduction in nitrogen inputs from infiltrating waters. Over the years 2012 to 2020, findings revealed a steady escalation in nitrate concentrations in approximately 58% of the observed wells, with concentrations trending higher towards the southern reaches of the study area. The estimated residence times, indicative of the potential for water quality restoration, spanned from 6.5 to 12.9 years, with the latter value representing the most critical scenario in terms of recharge dynamics. In this critical scenario, all contributions from losses via the water supply network and wastewater infiltration were assumed to be eliminated.

Keywords: Nitrate; Depuration; Urban Unconfined Aquifer.

Recebido: 21/06/2024; Aceito: 26/08/2024; Publicado: 30/09/2024.

1. Introdução

A poluição das águas subterrâneas por nitrato (NO_3), seja em regiões rurais ou em áreas urbanas, é um problema ambiental em escala global, (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.*, 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 (WAKIDA E LERNER, 2005; PEIXOTO *et al.*, 2020; PILEGGI *et al.*, 2021).

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 gástrico através da ingestão continuada da água com teores elevados de nitrato (AYERS E WESTCOT, 1985; KNOBELOCH e ANDERSON, 2000; 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; UNITED NATIONS, 2021). No Brasil, particularmente, 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 *et al.*, 2020; ABASCAL *et al.*, 2022). O padrão de qualidade das águas subterrâneas (BRASIL, Ministério De Estado Da Saúde-Portaria GM/MS Nº 888/2021) determina que a concentração de N de nitrato (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).

Na área de pesquisa, atribui-se a contaminação do aquífero por nitrato à vulnerabilidade natural do sistema hidrogeológico e a dinâmica do fluxo subterrâneo (Sotero, 2016). Esse contexto foi substancialmente agravado no período pós segunda guerra mundial, com a expansão urbana e adensamento populacional, sem, no entanto, contemplar uma estrutura de esgotamento sanitário adequado para a cidade. Tal conjuntura ocasionou o aumento sistemático de efluentes sanitários não tratados infiltrados no substrato rochoso e formação aquífera local (SOTERO, 2016).

Nesse sentido, esta pesquisa tem como objetivo contextualizar a ocorrência de nitrato e avaliar 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 1). Ressalta-se, entretanto, que o presente estudo aborda as condições naturais do manancial hidrogeológico (águas brutas), em detrimento da água fornecida ao sistema de abastecimento público, esta última previamente submetida a tratamento de desinfecção preventiva e diluição, dentre outras técnicas.

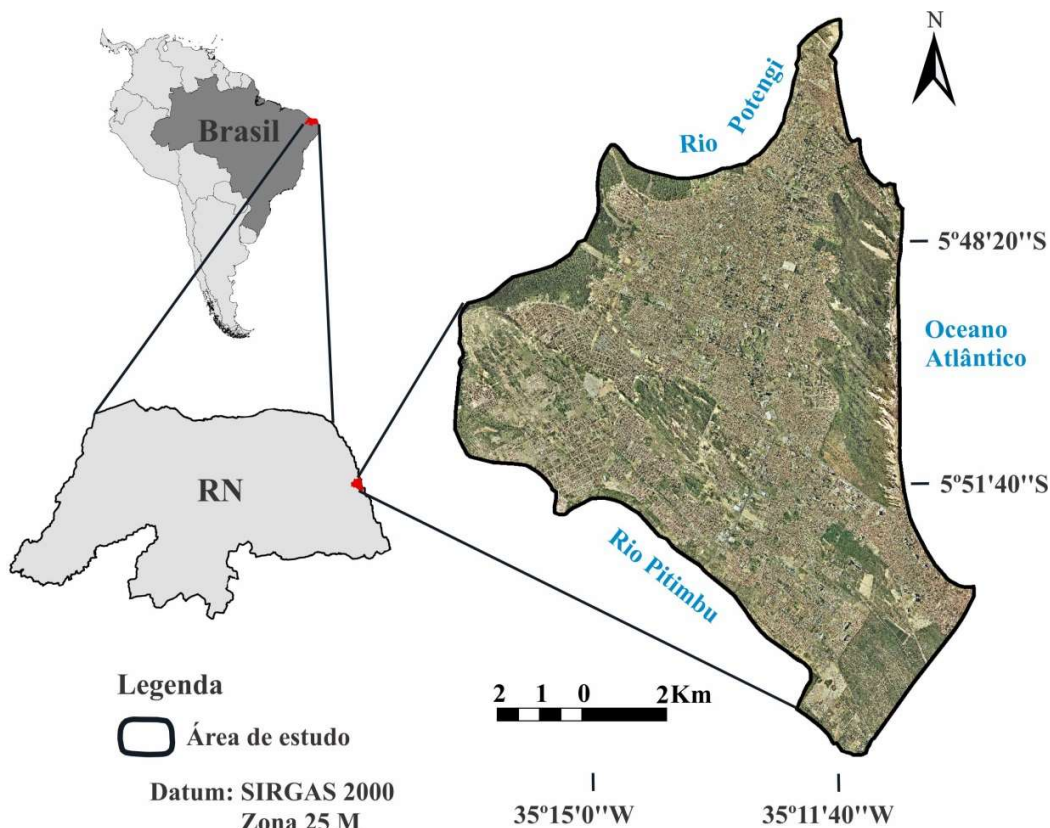


Figura 1 – Localização da área de estudo.

Fonte: Autores (2024).

2. Contextos geológico e hidrogeológico

A estratigrafia local não aflorante é representada por uma unidade basal, composta por rochas gnáissicas-migmatíticas pré-cambrianas, e uma sequência sedimentar mesozóica sobreposta, constituídas por rochas areníticas na base e predominantemente carbonáticas no topo (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 E QUEIROZ, 2001; NUNES *et al.*, 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. Na área de estudo essas espessuras saturadas variam de 28 a 99 m (MELO E QUEIROZ, 2001; MELO *et al.*, 2013, NUNES *et al.*, 2020, ALVES E LUCENA, 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 pública. Os parâmetros hidráulicos médios de condutividade e transmissividade são da ordem de 3.0×10^{-3} m²/s e 1.0×10^{-4} m/s, respectivamente (MELO, 1995). 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, em metodologia similar abordada por 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, 1995; MELO E QUEIROZ, 2001). As águas são em geral ácidas, pH médio de 5.5, baixa salinidade, levemente corrosivas e condutibilidade elétrica representativa em torno de 200 μ S/cm (MELO, 1995; MELO E QUEIROZ, 2001). Nesse sentido, em relação a qualidade físico-química das águas, as águas subterrâneas do aquífero Barreiras são de excelente qualidade em suas condições naturais (MELO, 1995), embora, atualmente se apresentem com elevado grau de contaminação por nitrato em âmbito regional.

Os primeiros estudos (IPT, 1982), indentificaram poços com contaminação por nitrato na região central e a norte da área de pesquisa. Outros registros apresentam inúmeros poços contaminados na mesma região, a partir da evolução temporal, atingindo inclusive, as unidades do Sistema Público de Abastecimento (MELO, 1995). Pesquisas mais recentes revelam que a contaminação se mantém na região central e norte, embora vários outros poços são identificados com contaminação nas regiões oeste e leste da área de pesquisa (MELO *et al.*, 2011).

Esse cenário de contaminação, conforme reportado, está relacionado intrinsecamente à vulnerabilidade natural elevada do SAB, em face das condições geomorfológicas e estruturas hidrogeológicas locais, particularmente em termos da presença de coberturas arenosas de origem eólica (as quais exibem elevadas taxas de infiltração) e presença de sub-bacias fechadas com a ocorrência de lagoas (MELO, 1995). Somado a isso, tem-se a caracterização da, igualmente, elevada conexão hidráulica entre os sedimentos de dunas e as rochas da Formação Aquífera Barreiras, não obstante, representando um sistema hidráulico único (MELO, 1995; MELO *et al.*, 2013).

3. Metodologia

A metodologia proposta para o trabalho pautou na investigação da evolução temporal da contaminação do aquífero e o tempo de residência do contaminante. Para isso, amostras de 62 poços foram utilizados para análises hidroquímicas de concentrações de N, na composição de nitrato, no intervalo dos anos 2012, 2017 e 2020, considerando o período sazonal seco. Os dados dos poços e da estrutura de esgotamento sanitário foram disponibilizados pela companhia de abastecimento público da região. Adicionalmente, foram medidas cargas hidráulicas em 78 poços, com vistas a uma averiguação preliminar de sentidos de fluxo subterrâneo. Com essas 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 mapas temáticos de concentrações no Software ArcGis10 empregando a técnica Inverse Distance Weighted (IDW) para interpolação de isovalores.

Os modelos numéricos de aquíferos porosos são fundamentados nas equações de Darcy para fluxos laminares e Lei da Conservação da Massa, as quais combinadas, resultam na equação fundamental para fluxos laminares (equação 1) (ANDERSON E WOESSNER, 1992; HANSON *et al.*, 2014). O presente estudo utilizou um modelo matemático para o Aquífero Barreiras na área de estudo elaborado previamente por Campos *et al.* (2023).

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

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 (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 (L³), o qual é submetido a um decréscimo unitário na carga hidráulica (L);

t - é a representação do tempo.

A espessura do aquífero foi aferida em perfis de poços disponíveis e inserida na calibração do modelo numérico (CAMPOS *et al.*, 2023) para quatro cenários com diferentes valores de recarga (Figura 2). As reservas foram avaliadas em $4,25 \times 10^8 \text{ m}^3$, $4,17 \times 10^8 \text{ m}^3$, $4,07 \times 10^8 \text{ m}^3$, $4,00 \times 10^8 \text{ m}^3$ e $3,82 \times 10^8 \text{ m}^3$ (Figura 2), respectivamente para os cenários de condições de recarga atual, cenário CI (com retirada de 50% da contribuição da recarga pelas águas residuais), cenário CII (com retirada de 100% da recarga pelas águas residuais), cenário CIII (com retirada de 50% da contribuição da recarga pelas águas residuais e perdas da rede de distribuição de água) e cenário CIV (com retirada de 100% da contribuição da recarga pelas águas residuais e perdas da rede de distribuição de água). Na figura 3, tem-se uma síntese do fluxograma utilizado nas simulações numéricas nos distintos cenários reportados em termos de recarga natural e artificial, com o mapa que define as quatro zonas de recarga, onde as zonas I, II e III são áreas de recarga natural e a zona IV são áreas de recarga artificial (adaptado de CAMPOS *et al.*, 2023).

As tendências estimadas para cada cenário de recarga foram efetuadas através da equação 2 (adaptado de CASTANY, 1975; BEFUS *et al.*, 2017; PULIDO-VELAZQUEZ *et al.*, 2020), considerando o Aquífero como de caráter hidráulico predominantemente não confinado.

$$T=V_s/Q \quad (2)$$

Onde:

V_s = Volume de saturação;

Q = recarga.

Considerando que o volume de saturação é dado pelo produto entre a área de ocorrência do aquífero (A), sua porosidade eficaz (η_e) e espessura (E_s) (CUSTODIO E LLAMAS, 1983; FEITOSA *et al.*, 2008; NUNES *et al.*, 2020), a equação 1 pode ser reescrita da seguinte forma (equação 3) (adaptado de CASTANY, 1975; BEFUS *et al.*, 2017; PULIDO-VELAZQUEZ *et al.*, 2020):

$$T=A.\eta_e.E_s/Q \quad (3)$$

As variações de reservas de saturação do aquífero, decorrentes dos distintos cenários de recarga, foram então confrontadas com taxas de renovação do manancial subterrâneo, ressaltando-se a perspectiva de depuração natural de teores de nitrato por variação volumétrica.

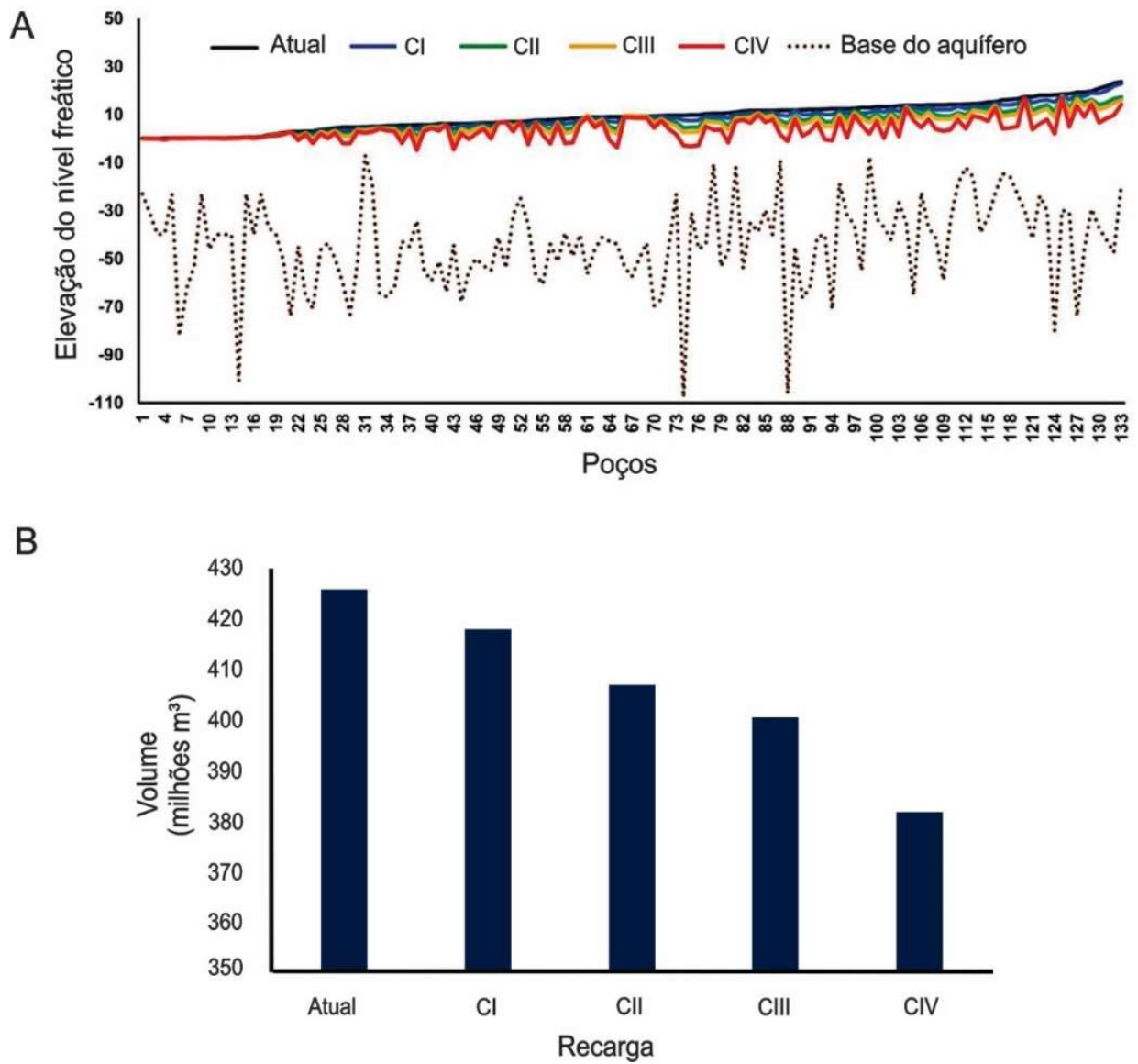


Figura 2 – Gráfico de cotas potenciométricas e suas variações considerando os cenários simulados (A); estimativas de reservas de saturação (B) (adaptado de Campos et al., 2023).
 Fonte: Autores (2024).

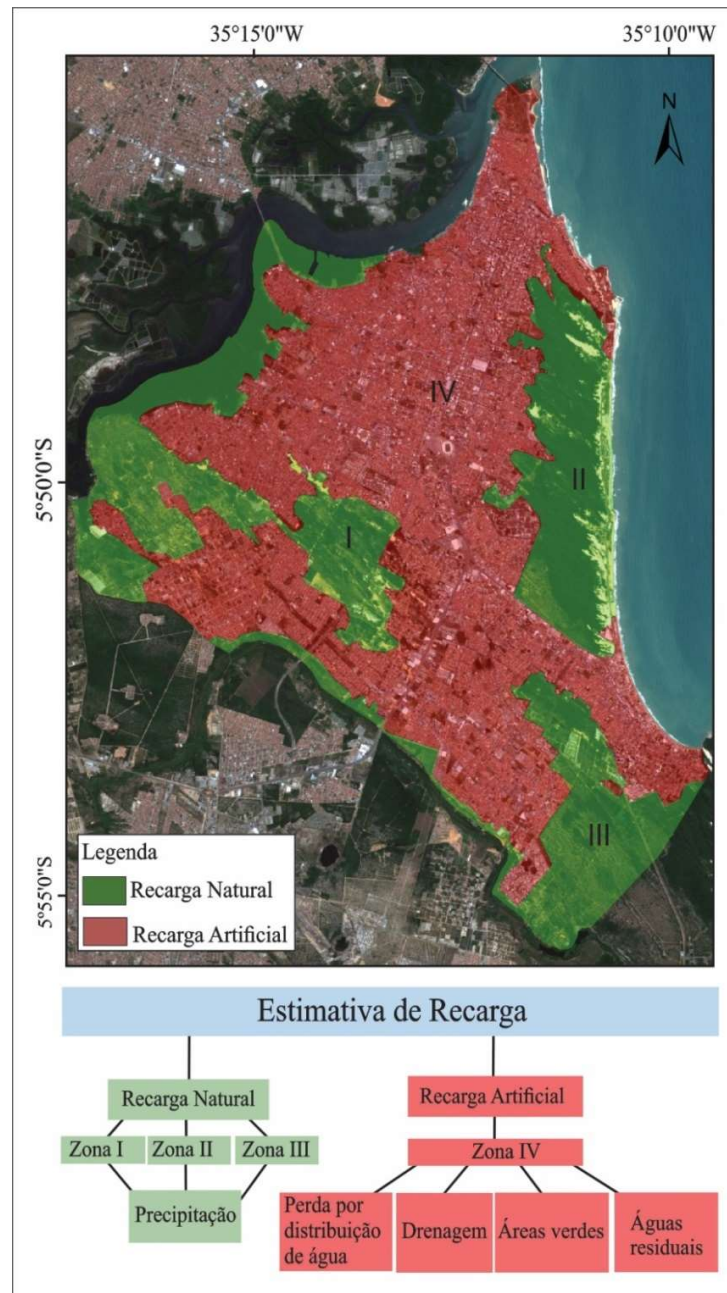


Figura 3 – Síntese da composição da taxa de recarga utilizada nas simulações numéricas nos distintos cenários reportados, com base no uso e ocupação do solo na área de estudo
 Fonte: Modificado de Campos et al., (2023).

4. Resultados e discussão

Valores de cargas hidráulicas, medidos e interpolados, acham-se expostos na figura 4, onde são enfatizados fluxos subterrâneos no sentido do oceano (leste) e das drenagens superficiais (sul-sudeste e norte-noroeste), características estas que nortearam condições de contorno de modelos numéricos locais propostos por Campos *et al.* (2023). Traçados

irregulares das curvas potenciométricas revela que provavelmente as cargas hidráulicas sofrem interferências devido a exploração, bem como as diferentes condições de recarga e descarga das águas subterrâneas.

As análises hidroquímicas em amostras de 62 (sessenta e dois) poços no período de 2012, 2017 e 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 exibiu 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% de poços contaminados na área de estudo (Figura 5).

Nessa abordagem, os poços que mais apresentaram aumento de concentração de nitrato ao logo 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).

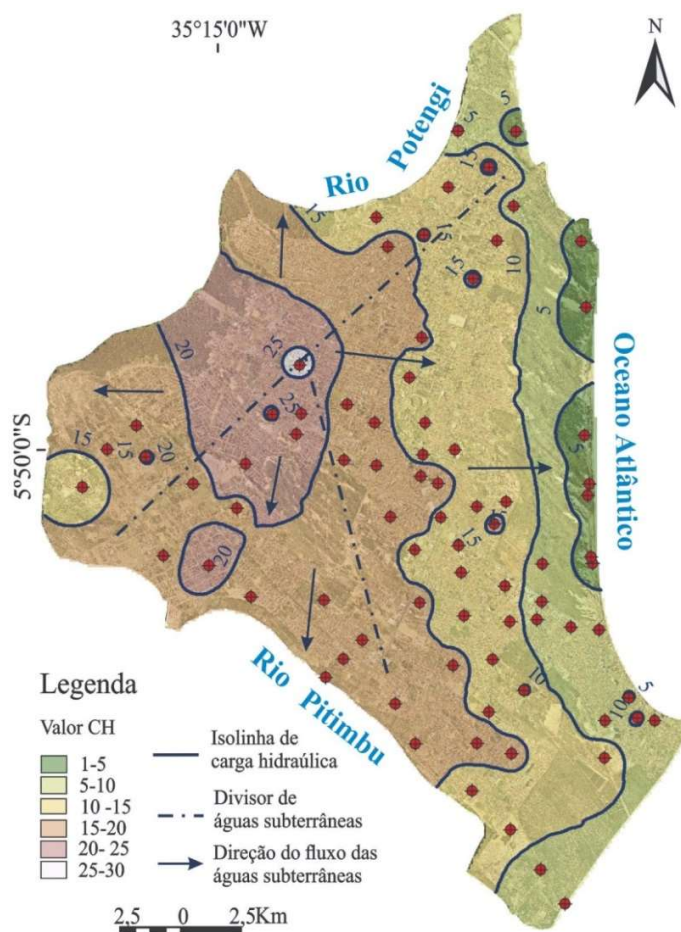


Figura 4 – Cargas hidráulicas, com isovalores e setas indicando as direções do fluxo subterrâneos na área de estudo.

Fonte: Autores (2024).

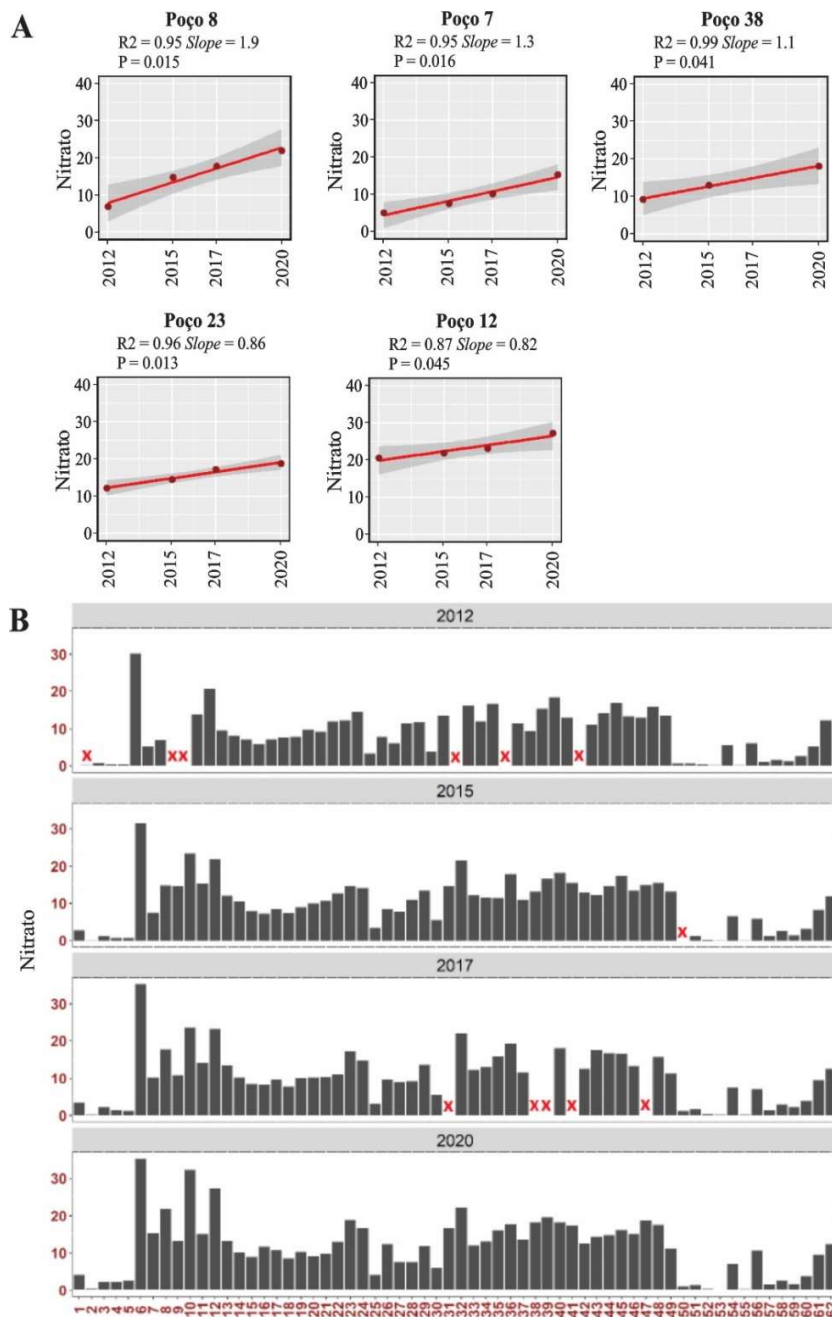


Figura 5 – Relações de poços que mais exibiram aumento de concentrações de nitrato ao longo do tempo (A); síntese gráfica da evolução das concentrações de nitrato nos poços amostrados (B); os poços assinalados com “x” não foram amostrados no respectivo ano.

Fonte: Autores (2024).

Especialmente, os poços com maiores teores de nitrato estão posicionados à oeste da área de pesquisa, onde ocorreram também os maiores avanços da contaminação com teores de N de nitrato até 35 mg/l, valor este, três vezes superior ao estabelecido pela Portaria GM/MS Nº 888/2021. As concentrações mais baixas de nitrato estão na região sul com valores de 0.2 mg/l a 5 mg/l (figura 6).

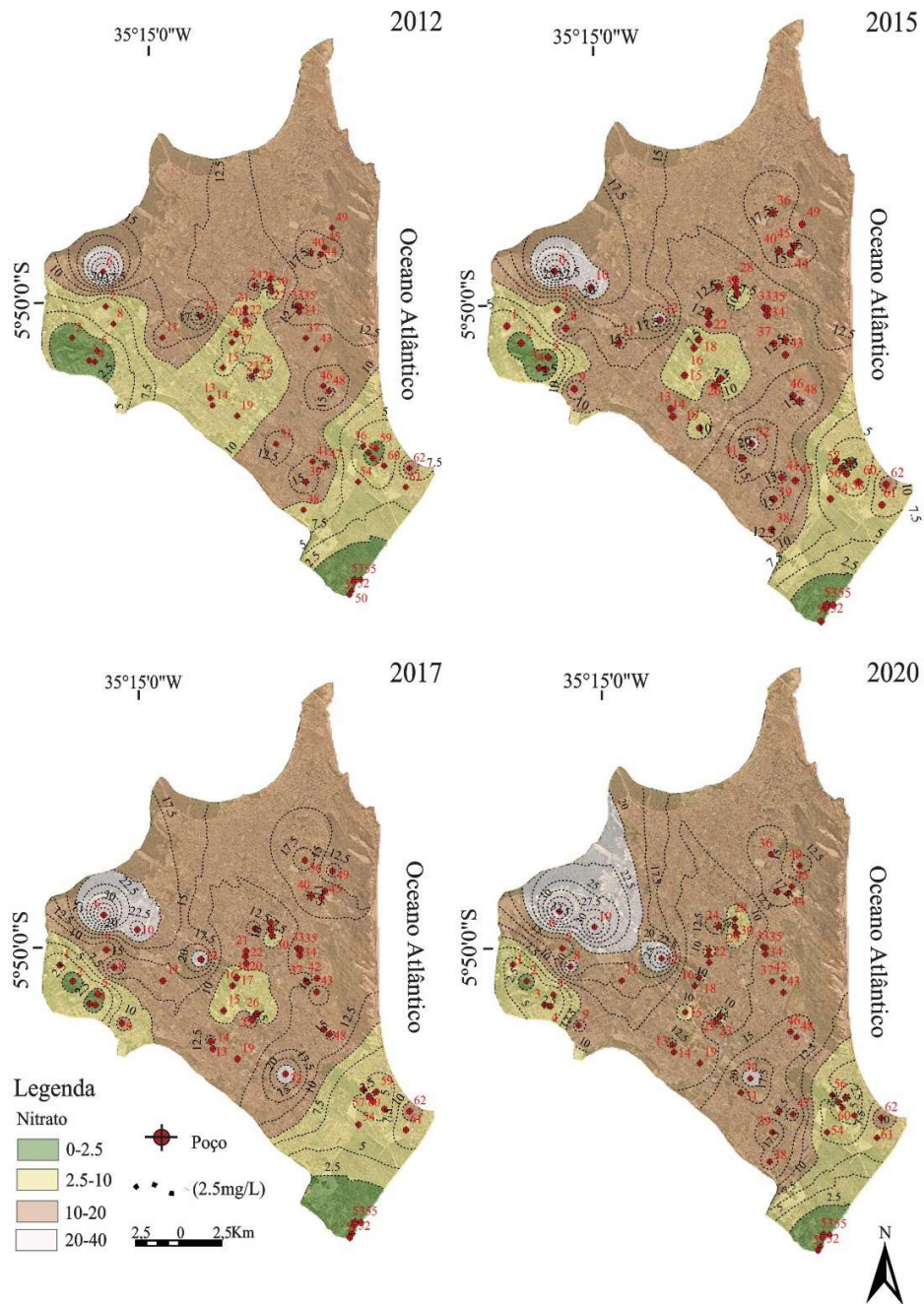


Figura 6 – Mapa de isovalores, espacializando as zonas de concentrações de nitrato em diferentes períodos amostrados.
Fonte: Autores (2024).

Nesse sentido, a zona sul da área de pesquisa possivelmente se favorece do sistema de diluição pela rede coletora de efluentes sanitário, enquanto que a parte oeste e central não refletem a mesma situação, tendo em vista que não foram apresentadas reduções da contaminação dos poços nessa região, mesmo possuindo rede coletora 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 maiores volumes de águas residuais; ii) a inexpressiva recarga natural influenciando na diluição e iii) a ineficiência do esgotamento sanitário 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 (figura 7). Tais correlações mostram que o aumento do NO_3 está relacionado com contaminação de resíduos humanos particularmente a uréia, o aumento da concentração do íon Cl^- está associado a detergentes e produtos domésticos e o aumento dos íons Ca^{2+} , Na, Mg^{2+} estão ligados aos produtos industriais, o que corrobora com os dados anteriores de Melo (1995).

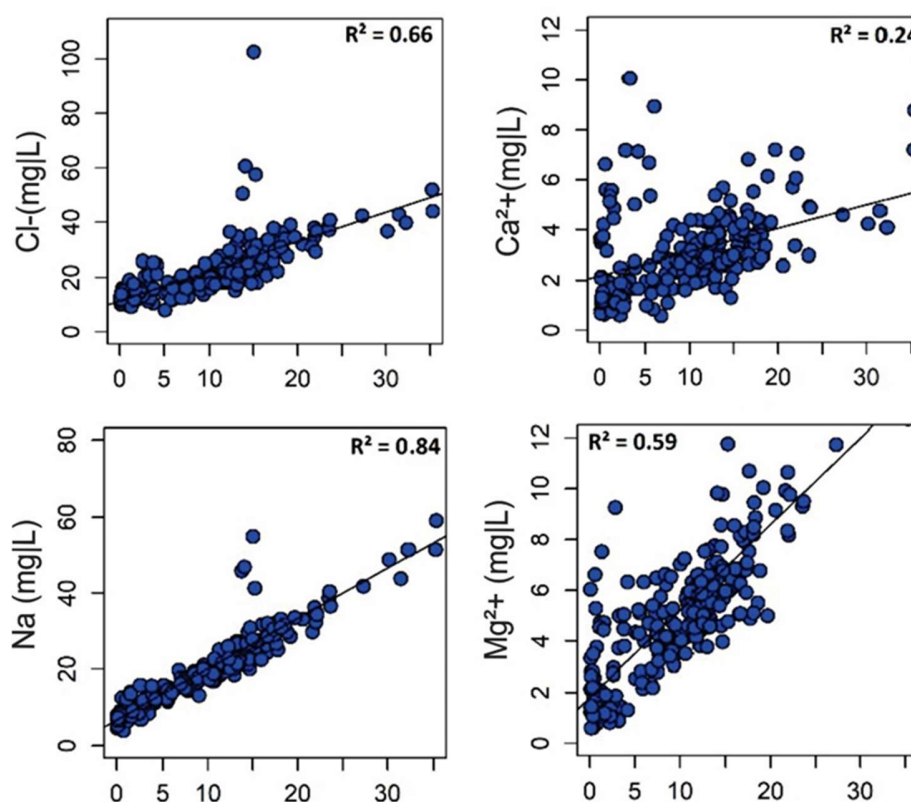


Figura 7 – Correlações entre os parâmetros Cl^- , Ca^{2+} , Na, Mg^{2+} e nitrato, condizentes com uma origem única da contaminação e associada com a infiltração de águas residuais não tratadas.

Fonte: Autores (2024).

Nesse aspecto, a estrutura de esgotamento sanitário e as zonas de recargas natural I, II e III (ver figura 3), favorecem os processos de diluição e consequentemente a atenuação dos teores de nitrato, fator este, preponderante para que a região sul da área se mantenha livre de contaminação ao longo do tempo. O mapa da Figura 8 apresenta as áreas que possuem esgotamento sanitário (linha azul) e as áreas que já existem a estrutura de esgotamento (linhas vermelhas) mas não foram ligadas na rede de esgoto. Observa-se que grande parte da zonas de recarga à norte, e uma pequena porção na zona sul da área de pesquisa foram contempladas com rede de esgotamento sanitário.

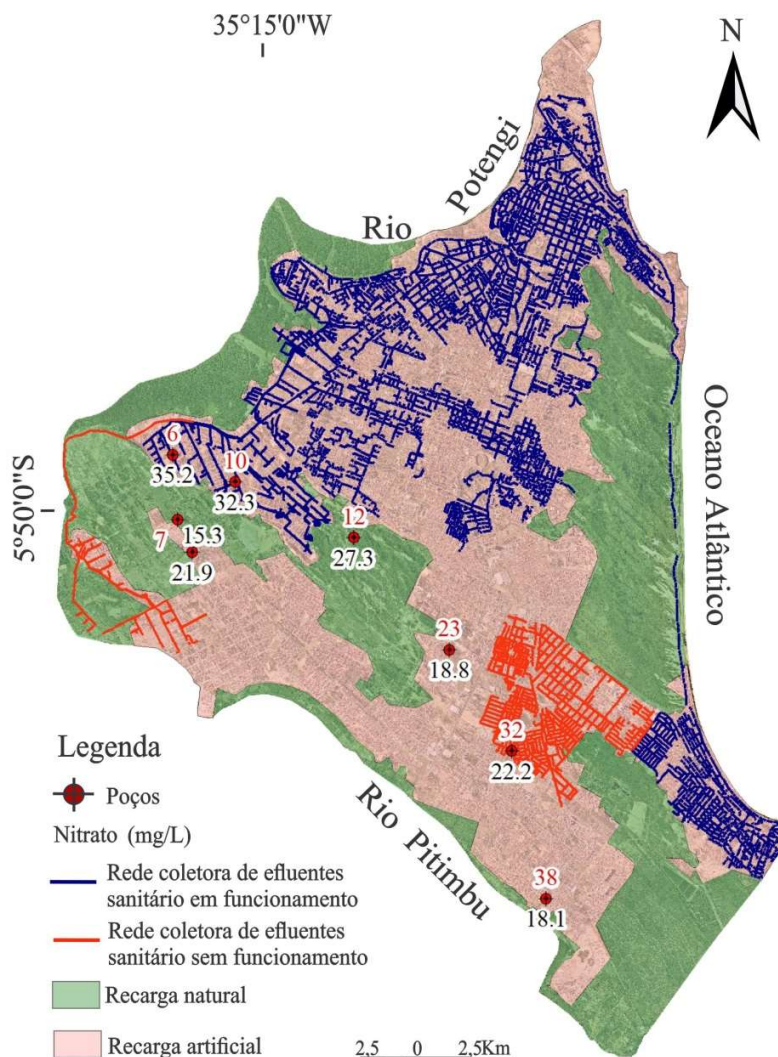


Figura 8 – Zonas de recarga com base nas análises de cobertura de solo e estrutura de esgotamento sanitário em funcionamento e poços que mais exibiram aumento nas concentrações de nitrato no período considerado. Fonte: Adaptado de Campos et al., (2023).

Nesse contexto, considerando variações nas reservas de saturação e aplicando-se a equação 3, os resultados acerca do cálculo do tempo de residência fundamentado em variações volumétricas da taxa de renovação, implicam em diminuição na depuração de teores 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 ($6,45 \times 10^7$ m³/ano) e volume de saturação de $4,17 \times 10^8$ m³. 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 ($5,50 \times 10^7$ m³/ano) e volume de saturação de $4,07 \times 10^8$ m³. 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 ($5,17 \times 10^7$ m³/ano), com o volume de saturação de $4,00 \times 10^8$ m³. 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 $3,82 \times 10^8$ m³ o valor da reserva de saturação (Figura 9).

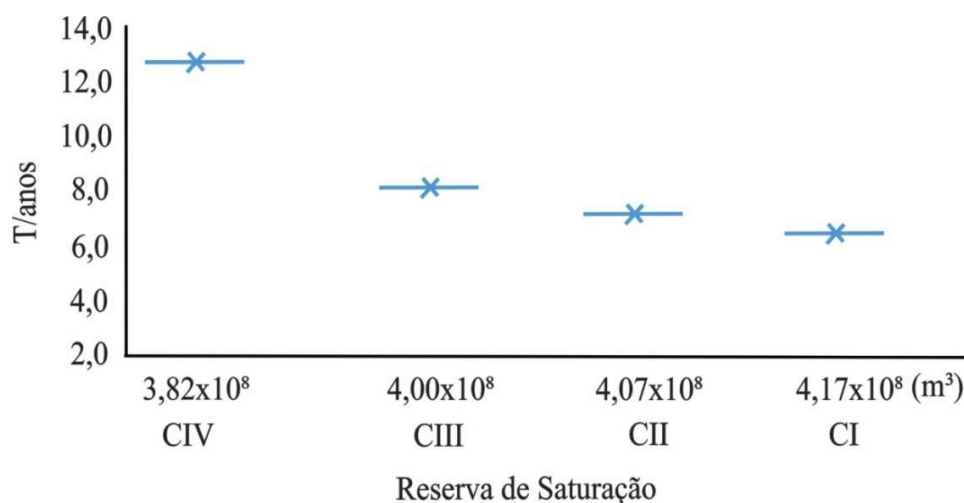


Figura 9 – Análise gráfica simplificada da evolução do tempo de residência, associado com taxas de renovação das águas subterrâneas, em detrimento da diminuição da recarga nos distintos cenários simulados.

Fonte: Autores (2024).

Diante dos resultados apresentados verifica-se uma perspectiva de depuração dos teores de nitrato a médio e longo prazos, embora associada à diminuição das reservas de saturação decorrente da diminuição das recargas artificiais (parte creditada à infiltração de águas residuais não tratadas). A não configuração consistente da diminuição desses teores, mesmo nas subáreas já contempladas por coleta de águas residuais deve-se, certamente, a continuidade de aportes nitrogenados clandestinos, ou migração destes compostos mediante fluxos subterrâneos (sobretudo fluxos advectivo, convectivo, dispersivo ou difusivo), considerando que se trata de contaminantes conservativos. Esse aspecto é sugerido para a área de descarga ao centro-noroeste da área (ver figuras 4, 6 e 8).

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 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 coletora de efluentes sanitários estiver operando e/ou sendo ampliada.

5. Considerações finais

O Sistema Aquífero Barreiras apresenta elevadas concentrações de nitrato praticamente em toda a área estudada, apesar de possuir estrutura de esgotamento sanitário 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 teores de N 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 coletora de efluentes sanitários ainda em ampliação.

Essa gradativa diminuição das reservas de saturação nos cenários simulados associada ao 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 depuração gradual dessa contaminação está associada com a diminuição da recarga artificial, embora potencialmente impactando 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, as ações de planejamento devem priorizar o abastecimento público, considerando a possibilidade de fontes externas à área investigada e readequação da capacidade instalada dos poços produtores. Simultaneamente, tem-se a necessidade da continuidade do monitoramento qualitativo, com ênfase nos compostos nitrogenados, bem como das reservas de saturação associadas com variações das espessuras saturadas, com vistas a aperfeiçoar modelos matemáticos consistentes do aquífero.

Agradecimentos

"O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001". Os autores agradecem à Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte-CAERN pelo compartilhamento de dados e apoio logístico à pesquisa.

Referências

- Abascal, E.; Gómez-Coma, L.; Ortiz, I.; Ortiz, A. Global diagnosis of nitrate pollution in groundwater and review of removal technologies. *Science of the Total Environment*. 810: 152233. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152233. 2022.
- Alves, R.S.; Lucena, L.R.F. Numerical modeling of NE Brazil coastal aquifer: fault controlled conduits for seawater intrusion. *Journal of South American Earth Science*, 117. DOI: 10.1016/j.jsames.2022.103872. 2022.
- Anderson, M.P.; Woessner, W.W. *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport*. London, UK: Academic Press Inc. 1992. 381p.
- Ayers, R.S. and Westcot, D.W. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage, Paper 29, Food and Agriculture Organization, Rome. 1985.
- Befus, K.M.; Kroeger, K.D.; Smith, C.G.; Swarzenski, P.W. The Magnitude and Origin of Groundwater Discharge to Eastern U.S. and Gulf of Mexico Coastal Waters. *Geophysical Research Letters*. DOI: 10.1002/2017GL075238. 2017.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria nº 888, de 4 de maio de 2021. *Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/GM/MS, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade*. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 24 maio 2021. Seção 1, p. 30.
- Campos, BCS; Lucena, LRF, Righetto, AM, Araújo, PVN. Evaluation of the impact of variable recharge in an urban aquifer associated with land use and occupation. *Journal of South American Earth Sciences*. DOI: 10.1016/j.jsames.2023.104283. 2023.
- Castany, G. *Prospección y explotación de las aguas subterráneas*. Barcelona: Òmega, 1975. 738 p.
- Conicelli, B.; Hirata, R.A.; Galvão, P.; Bernardino, M.; Simonato, M.D.; Abreu, M.C.; Aranda, N.; Terada, R. Determining groundwater availability and aquifer recharge using GIS in a highly urbanized watershed. *Journal of South American Earth Sciences*. 106: 103093. DOI: 10.1016/j.jsames.2020.103093, 2021.
- Custodio, E.; Llamas, M.R. *Hidrologia subterránea*. Barcelona: Òmega, 1983. 2V.
- Dantas, E.P.; Medeiros, V.C.; Cavalcante, R. *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.

- Feitosa, F.A.C.; Manoel Filho, J.; Feitosa, E.C.; Demetrio, J.G.A. *Hidrogeologia - conceitos e aplicações*. 3a ed. rev. e ampl. CPRM: LABHID, Rio de Janeiro. 2008. 814p.
- Hanson, B.R.T.; Boyce, S.E.; Wolfgang, S.; Hughes, J.D.; Mehl, S.M.; Leake, S.A.; Maddock III, T.; Niswonger, R.G. One-Water Hydrologic Flow Model (MODFLOW-OVHM): *U.S. Geological Survey Techniques and Methods* 6–A51, 120 p. DOI: 10.3133/tm6A51. 2014.
- Hirata, R.A.; Cagnon, F.; Bernice, A.; Maldaner, C.H.; Galvão, P.; Marques, C.; Terada, R.; Varnier, C.; Ryan, M.C.; Bertolo, R. Nitrate Contamination in Brazilian Urban Aquifers: A Tenacious Problem. *Water*, v. 12: 2709. DOI: 10.3390/w12102709. 2020.
- Knobeloch, L.; Anderson, H. Blue babies and nitrate contaminated well water. *Environmental Health Perspectives*. Vol 108, Nº 07. 2000.
- Lucena, L. R. F.; Silva, L. R. D.; Vieira, M. M.; Carvalho, B. M.; Xavier Junior, M. M. Estimating hydraulic parameters of Açu-Brazil aquifer using the computer analysis of micrographs. *Journal of Hydrology*, 535:61-70. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2016.01.025. 2016.
- MELO, J.G. *Impactos do desenvolvimento urbano nas águas subterrâneas de Natal/RN*. Tese de Doutorado. Tese (Doutorado em Hidrogeologia). Programa de Pós-Graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, USP, São Paulo-SP. 1995.
- Melo, J.G.; Queiroz, M.A. 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. 2001.
- Melo, J. G.; Vasconcelos, M. B.; Alves, R. S.; Soares, N. C. Problemas de manejo de águas subterrâneas em ambientes urbanos: o caso do município de Natal, RN. In: *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Maceió-AL. 2011.
- Melo, J.G.; Moraes, S.D.O.; Alves, R.S.; Vasconcelos, M.B. Avaliação dos recursos hídricos do Aquífero Barreiras na bacia do Rio Maxaranguape-RN. *Revista Águas Subterrâneas* 27(1): 53-64. DOI: 10.14295/ras.v27i1.26875. 2013.
- Mendoza, A.M.; Hanson, R.T.; Villalobos, R. Potential adverse impacts on vulnerability and availability of groundwater from climate-change and land use. *Journal of Hydrology*, 594 125978. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.125978. 2021.
- Nunes, L.M.G.; Lucena L.R.F.; Nascimento Silva, C.C. 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. 2020.
- Peixoto, F.S.; Cavalcante, I.N.; Gomes, D.F. 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. 2020.
- Pileggi, F.; Hirata, R. A.; Aranda, N.; Conicelli, B. Support method for interpretation of regional groundwater monitoring in urban áreas. *Brazilian Journal of Geology*. 51: e20200053. DOI: 10.1590/2317-4889202120200053. 2021.
- Pulido-Velazquez, D.; Romero, J.; Collados-Lara, A.J.; Alcalá, F.J.; Fernández-Chacón, F.; Baena-Ruiz, L. Using the Turnover Time Index to Identify Potential Strategic Groundwater Resources to Manage Droughts within Continental Spain. *Water*. 12: 3281. DOI: 10.3390/w12113281. 2020.
- Silva, L.R.D.; Lucena, L.R.F.; Vieira, M.M.; Nascimento, A.F. 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, 14–27. DOI: 10.14295/ras.v28i2.27873. 2014.
- Sotero., A. A. M. A geografia do esgotamento sanitário em Nata/RN. *Sebo Vermelho*. 220p. 2016.
- Souza, I. V. F.; Lucena, L. R. F.; Bezerra, F. H. R.; Diniz Filho, J. B. Use of hydrogeophysical data to determine the role of faults in the geometry of the Barreiras Aquifer, Brazil. *Brazilian Journal of Geology*, 49(2): e20170141. DOI:

10.1590/2317-4889201920170141. 2019.

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

UNITED NATIONS. The 17 Goals - Sustainable Development. Disponível em: <https://sdgs.un.org/goals>. Acesso em 07 julho 2022. 2016.

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

Wakida, F. T.; Lerner, D. N. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. Water research, v. 39, n. 1, p. 3-16, 2005. DOI: 10.1016/j.watres.2004.07.026.