

Avaliação Integrada da Qualidade da Água Subterrânea em uma Bacia Hidrográfica Representativa do Litoral da Região Nordeste do Brasil

Jaqueline Vígolo Coutinho¹; Cristiano das Neves Almeida¹; Carmem Lúcia Moreira Gadelha¹; Diego Ferreira Targino¹; Franklin Mendonça Linhares¹; Victor Hugo R. Coelho²

jaqueline.vigolo@gmail.com; almeida74br@yahoo.com.br; carmemgadelha@yahoo.com.br; die.targino15@hotmail.com; franklinlinhares.geo@gmail.com; victor-coelho@hotmail.com

Recebido: 25/02/13 - revisado: 12/03/13 - aceito: 16/07/13

RESUMO

Frente ao aumento da exploração da água subterrânea para diversos fins, o uso de índices de qualidade torna-se uma ferramenta bastante útil na caracterização e qualificação dessa fonte hídrica. Este artigo trata da aplicação de três índices de qualidade de água subterrânea (IQAs), com metodologias distintas, em amostras de água de dezoito poços perfurados no sistema do aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame, no estado da Paraíba. O Índice de Qualidade Natural das Águas Subterrâneas (IQNAS) averigua os reflexos das unidades hidrogeológicas na água subterrânea, o Índice de Qualidade de Água Subterrânea (IQAS) identifica a relação entre a qualidade e a vulnerabilidade do aquífero, e o Índice Relativo de Qualidade (IRQ) caracteriza e hierarquiza a qualidade d'água do aquífero. Uma avaliação particular dos parâmetros de qualidade d'água permitiu a identificação de poços com concentração de nitrato acima do permitido pela Resolução CONAMA 396/2008. Os IQAs aplicados permitiram classificar a água do aquífero estudado como aceitável, ao considerar uma escala de aceitável e inaceitável. Ao comparar os resultados entre os mapas de qualidade e o de risco à contaminação do aquífero, gerado pelo método DRASTIC modificado, observam-se coerências, com alguns casos singulares de incomformidade, justificados por atividade poluidora intensa no poço ou por captação d'água em parte do aquífero onde o contaminante não está retido.

Palavras-chave: Água de aquífero. Monitoramento. Índice de qualidade. DRASTIC modificado.

INTRODUÇÃO

A água subterrânea vem sofrendo uma crescente exploração, sendo destinada a usos diversos no cenário mundial. Isso tem ocorrido devido às potencialidades de suas reservas renováveis, à qualidade satisfatória e à conveniência, principalmente, no que diz respeito à pequena distância entre a captação e o ponto de utilização (FEITOSA et al., 2008).

Na Ásia, onde se encontram países com os contingentes populacionais mais expressivos do mundo, mais de 50% da água potável provém de reservas subterrâneas (WHO, 2006). Só na Índia, mais de 90% da população rural e cerca de 30% da

urbana utilizam a água subterrânea para dessedentação de animais e usos domésticos (JAISWAL et al., 2003).

Grande parte das maiores cidades da América Latina supre o abastecimento municipal de água através das fontes hídricas subterrâneas (WHO, 2006). No Brasil, o principal aquífero, o Guarani, tem a água explorada por mais de mil poços só no estado de São Paulo, e se destina ao abastecimento humano, industrial, ao turismo termal e à agricultura (HIRATA et al., 2009). No Nordeste do Brasil, o aquífero Cabo é responsável por parte do abastecimento da Região Metropolitana do Recife, com aproximadamente 3,5 milhões de habitantes, através do maior número de poços da região (MONTENEGRO et al., 2009). No aquífero Cabo, entre os anos de 1998 e 2011, foram constatados 982 poços tubulares perfurados (BORBA et al., 2012).

Em regiões semiáridas e áridas, o conhecimento sobre a presença, recarga e recuperação de água subterrânea é especialmente significativo, devido a sua deficiência hídrica (VASANTHAVIGAR et al., 2010). Além disso, a utilização da água subterrâ-

¹ - Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental/UFPB

² - Centro de Tecnologia e Geociências/UFPE

nea vem ganhando destaque como alternativa de abastecimento de água, devido à sua vulnerabilidade relativamente baixa à poluição, quando comparada com as águas superficiais (ALLER et al., 1987).

Segundo Santos (2009), em geral, as variações climáticas sazonais não interferem na qualidade da água do aquífero, a qual se encontra protegida de microrganismos patogênicos e de componentes químicos. Porém, essa condição está sendo ameaçada pelo lançamento no meio ambiente de um número cada vez maior de substâncias químicas provenientes das atividades urbana, industrial e da agricultura moderna (BABIKER et al., 2007). Dentre esses fatores, destacam-se o uso intensivo de fertilizantes e as condições sanitárias inadequadas que afetam a saúde humana (RAMAKRISHNAIAH, 2009). Têm-se ainda como agravantes a falta de monitoramento, de controle e de gestão para evitar a poluição e depleção da água subterrânea (BOCANEGRA et al., 2010).

Nesse sentido, diante da importância dos aquíferos subterrâneos, de poucos programas de gestão dessas reservas hídricas e riscos à poluição, faz-se necessário o monitoramento da qualidade da água. A região litorânea do estado da Paraíba carece de informações quali-quantitativas a respeito de seus aquíferos. O próprio governo estadual não tem um programa de monitoramento contínuo. Assim, o grupo de recursos hídricos da Universidade Federal da Paraíba – UFPB monitora desde 2003 as variáveis hidroclimatológicas e desenvolve projetos de pesquisa no âmbito das bacias experimental (do riacho Guaraíra) e representativa (do rio Gramame) (IBESA, 2004).

Dentre os estudos realizados nessa região está o de Targino (2012), que identificou no aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame regiões com concentração de nitrato acima do máximo permitido pela legislação vigente. Ele ainda observou a existência de fontes potenciais de poluição do aquífero livre, a saber: áreas irrigadas e com uso de fertilizante e agrotóxico; fossas negras ou lançamento de efluentes sem o devido tratamento; etc.

Nos programas de monitoramento, em geral, são levantados parâmetros físicos, químicos e biológicos da água subterrânea. Porém, esses parâmetros, por si só, muitas vezes são de difícil interpretação pelos gestores. Diante dessa dificuldade, uma das ferramentas utilizadas para facilitar a compreensão e a comunicação entre os cientistas, os gestores e os usuários d'água são os Índices de Qualidade de Água - IQAs (ANDRADE et al., 2005; ALMEIDA, 2007; SHANKAR; SANJEEV, 2008; CORADI et al., 2009a).

Na definição dos parâmetros mais importantes para o cálculo dos IQAs, devem ser levados em consideração os usos preponderantes da água. No cálculo do IQA da água subterrânea destinada ao consumo humano em uma área industrial de Bangalore – Índia, Shankar e Sanjeev (2008) consideraram os parâmetros ferro, fluoreto, magnésio e nitrato como os de maior peso. Os índices podem ser particularmente interessantes, quando incorporam em seu cálculo os valores previstos em legislações vigentes (GIBRILLA, 2011).

Dessa forma, os índices são largamente utilizados como um método prático de monitoramento e representação da poluição em um corpo hídrico (AKKOYUNLU & AKINER, 2012). Sua utilização é abundante em águas superficiais (SANTOS, 2009). Um dos índices mais aplicados é o *Water Quality Index* – WQI, desenvolvido pela *National Sanitation Foundation* - NSF em 1970 (ALMEIDA, 2007).

Em contrapartida, existe uma carência de referências desses índices quando se visa à aplicação em água subterrânea (OLIVEIRA et al., 2007). Mesmo assim, alguns estudos podem ser encontrados na literatura.

No estudo realizado por Singh et al. (2011) em Punjab - Índia, os efeitos causados na água subterrânea pelas atividades vinculadas aos usos da terra, como descarga de esgoto e de efluentes industriais, foram bem identificadas pelo índice *Ground Water Quality Index* – GWQI, que utiliza em seu cálculo dezesseis parâmetros, entre eles metais pesados. Nesse índice, existe a liberdade de escolha de quais e quantos parâmetros inserir no cálculo, como também se verifica nos trabalhos apresentados por Chatterjee et al. (2010); Sivasankar et al. (2012); Pius et al. (2012).

Nobre et al. (2007) aplicaram o *Index of Aquifer Water Quality* - IAWQ desenvolvido por Melloul & Colin (1998), o qual utiliza os parâmetros de cloreto e nitrato para testar a performance dos métodos de avaliação da vulnerabilidade intrínseca (*Intrinsic Vulnerability Index* – IVI) e específica (*Specific Vulnerability Index* – SVI) em um aquífero litorâneo urbano na região Nordeste do Brasil. O IVI determina a suscetibilidade de contaminação subsuperficial através de seis fatores: profundidade do aquífero, recarga, material do aquífero, tipo do solo, topografia e condutividade hidráulica. O produto do IVI com o *Source Index* – SI resulta no SVI. O SI é determinado pelo modelo *fuzzy* hierárquico e quantifica a periculosidade de uma fonte de contaminação superficial para a água subterrânea, em relação à sua toxicidade, a mobilidade e a degradação. No teste de correlação entre os índices SVI e IAWQ, através

do coeficiente de correlação de Pearson, obteve-se uma relação linear de 0,658, o que contribuiu na identificação de áreas prioritárias para monitoramento e conservação.

Por outro lado, Leal et al. (2012) detectaram casos, em um aquífero granular e fraturado do México, em que não se estabelece correlação entre os resultados obtidos na aplicação de um índice de contaminação (*Contamination Index* – CI), um índice de qualidade de água (*Water Quality Index* de Bascanran, 1979) e um índice de vulnerabilidade intrínseca - SINTACS (CIVITA e De MAIO, 1997) que considera sete fatores hidrogeológicos e morfológicos: nível estático, recarga do aquífero, impacto da zona vadosa, tipo do solo, litologia, condutividade hidráulica do aquífero e declividade do terreno. Foram encontrados, nesse estudo, regiões com baixa vulnerabilidade à contaminação, com baixa qualidade de água e alto índice de contaminação. Essa discordância encontrada foi justificada pelo fato de o SINTACS não detectar poluição de fontes laterais (naturais). Por essa razão, complementaram-se seus resultados com o método de *Geographic weighted regression* – GWR, em que a influência de variáveis está em função da localização geográfica.

Outros pesquisadores também têm utilizado outros tipos de índices de qualidade de água subterrânea visando melhor compreensão e qualificação dessa fonte hídrica (BABIKER et al., 2007; YIDANA; YIDANA, 2010; KHAN et al., 2011; MACHIWAL et al., 2011; RAJANKAR et al., 2011).

Outra forma de estudar os problemas relacionados à qualidade da água de aquíferos é a partir de métodos utilizados para avaliar a vulnerabilidade e o risco à contaminação. Um método muito utilizado é o DRASTIC (ALLER et al., 1987), que avalia a vulnerabilidade intrínseca de aquíferos a partir de sete fatores hidrogeológicos, morfológicos e físicos que caracterizam o aquífero (profundidade do aquífero, recarga, material do aquífero, tipo do solo, topografia, influência da zona não saturada e condutividade hidráulica do aquífero). Eimers et al. (2000) criaram o DRASTIC modificado através da inserção de dois novos fatores, cobertura e uso do solo, ao método original. Bastida et al. (2009) aplicaram o DRASTIC modificado e obtiveram uma forte correlação entre o mapa de risco à contaminação e as áreas contaminadas por pesticidas e nitrato, o que não foi identificado na aplicação do método DRASTIC original.

Javadi et al. (2011) também modificaram o método DRASTIC, redistribuindo os valores das classes dos fatores desse método de acordo com a concentração de nitrato de amostras de água da

área de estudo. Com isso, obtiveram um aumento de até 64% na correlação de Pearson entre os valores de sua modificação do DRASTIC e as concentrações de nitrato na água subterrânea.

Já Dennis & Dennis (2012) desenvolveram o índice DART, análogo ao DRASTIC, a fim de avaliar a vulnerabilidade de aquíferos frente às mudanças climáticas. Esse índice considera os parâmetros mudança do nível estático, tipo do aquífero, recarga e transmissividade. Sua aplicação foi realizada nos aquíferos da África do Sul, considerando dois cenários: (i) atual (período de 1961 a 2000) e (ii) futuro (baseado na previsão do cenário de um Modelo de Circulação Global para os anos de 2046 a 2065). No cálculo da média do índice no País, verificaram que as áreas sujeitas a uma degradação de seu DART atual, caracterizavam-se por terem grande declividade e baixa transmissividade.

Outro método de classificação da vulnerabilidade de água subterrânea é o Índice de Vulnerabilidade do Aquífero (*Aquifer Vulnerability Index* – AVI) (Van STEMPVOORT et al., 1992). O AVI baseia-se em dois parâmetros físicos, são eles: espessura da camada sedimentar da parte saturada do aquífero e condutividade hidráulica de cada uma dessas camadas sedimentares. Devido ao seu uso simples, Santos & Pereira (2011) aplicaram o método AVI na região de Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brasil. O resultado desse estudo foi comparado aos métodos anteriormente aplicados por outros autores na mesma região citada: (i) método GOD (FOSTER e HIRATA, 1998) e (ii) método DRASTIC (ALLER et al., 1997). Independentemente dos métodos utilizados, verificou-se que a região apresenta uma grande sensibilidade à contaminação da água subterrânea, devido à elevada permeabilidade e proximidade do nível freático à superfície.

Nesse contexto, este artigo apresenta a avaliação da qualidade da água do aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame, no seu período de estiagem, através do monitoramento qualitativo e subsequente aplicação de três índices de qualidade de água subterrânea i) Índice de Qualidade Natural de Água Subterrânea - IQNAS, ii) Índice de Qualidade de Água Subterrânea - IQAS e iii) Índice Relativo de Qualidade - IRQ. Além disso, verificou-se a possibilidade de concordância dos seus resultados com um mapa de risco à contaminação gerado pelo método DRASTIC modificado, como proposto por Eimers et al. (2000).

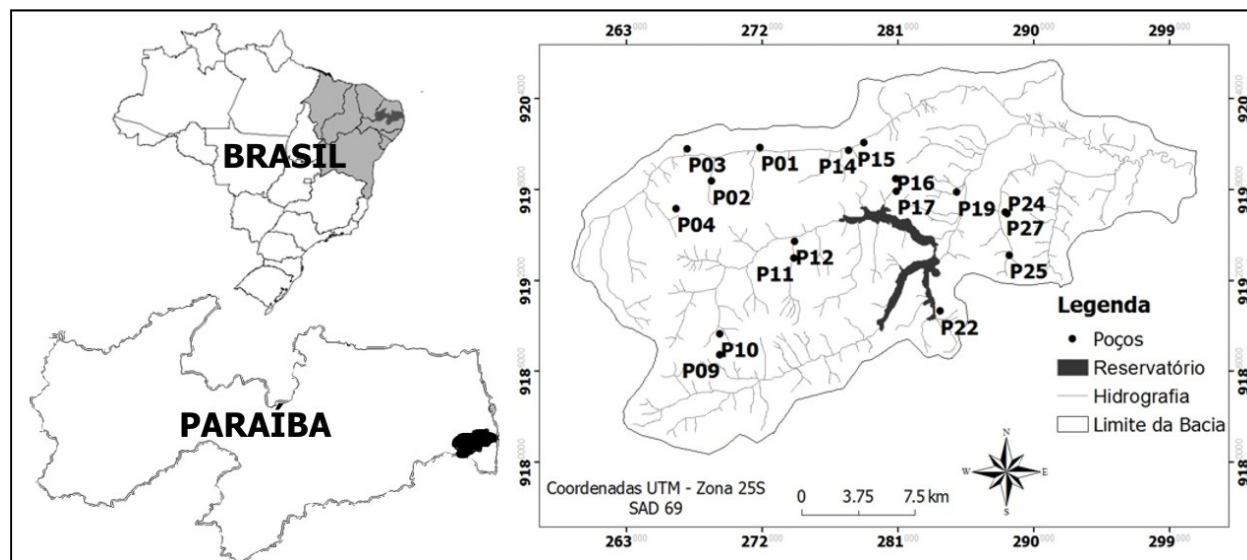


Figura 1 - Área de estudo e localização dos poços monitorados

LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame, no litoral Sul do estado da Paraíba, foi selecionado para o estudo em função da sua representatividade e importância (Figura 1). Essa área é considerada representativa de uma parte do Nordeste brasileiro, onde se encontram regiões metropolitanas com mais de um milhão de habitantes (Recife, João Pessoa e Natal), baixo índice de captação e tratamento de efluentes, além de extensas áreas ocupadas por cana-de-açúcar. As características hidroclimatológicas, fisiográficas e geomorfológicas, assim como o regime pluviométrico e o regime fluviométrico, são semelhantes. Conferindo assim, à área, sua representatividade.

A área de estudo localiza-se entre as coordenadas de 7°11' e 7°23' de latitude Sul e 34°48' e 35°10' de longitude Oeste. A área de drenagem da bacia é de 589,1 km². O principal curso d'água é o rio Gramame, com extensão de 54,3 km. A classificação climática de Köppen indica um clima tropical chuvoso para a região, sem períodos frios e com chuva predominante de outono-inverno. A temperatura média anual é superior a 26°C, com precipitações variando entre 1400 e 1800 mm/ano (PDRH, 2000).

A fonte de água subterrânea estudada encontra-se sobre a Bacia Sedimentar Pernambuco-

Paraíba, mais especificamente na Sub-bacia Alhandra (SBA), que possui quatro unidades litoestratigráficas originadas em períodos geológicos e ambientes distintos, sendo elas: a Formação Beberibe, a Formação Gramame, a Formação Maria Farinha e a Formação Barreiras (Figura 2) (BARBOSA, 2003).

A unidade basal e mais antiga é a Formação Beberibe, representada por arenito friável médio a fino, intercalados por siltico-argilosos. Apresenta uma espessura média de 230 a 280 m, e máxima de 360 m (LEAL; SÁ, 1998).

Acima da Formação Beberibe, com espessura média inferior a 55 m, repousa, em sua maioria no ambiente marinho, a Formação Gramame, com predominância de rochas carbonáticas, principalmente compostas por fosforito, calcarenito e calcário (CPRM, 2011). A continuação da sequência calcária da Formação Gramame, diferenciada apenas pelo conteúdo fóssilífero e com espessura máxima de 30 m, é denominada de Formação Maria Farinha.

Recobrendo de forma discordante a todas as rochas sedimentares da Bacia Sedimentar Pernambuco-Paraíba descritas acima e ao embasamento cristalino pré-cambriano, encontram-se os sedimentos areno-argilosos da Formação Barreiras (FURRIER et al., 2006). Os sedimentos da Formação Barreiras, porção do aquífero livre estudada, são provenientes do processo de intemperismo sobre o embasamento cristalino do Planalto da Borborema, e possuem espessura bastante variável no estado da Paraíba, podendo atingir até 80 m. A Figura 2 mos-

tra a sequência litoestratigráfica da SBA. Aluviões e coberturas arenosas também estão presentes na bacia hidrográfica onde esta pesquisa foi realizada.

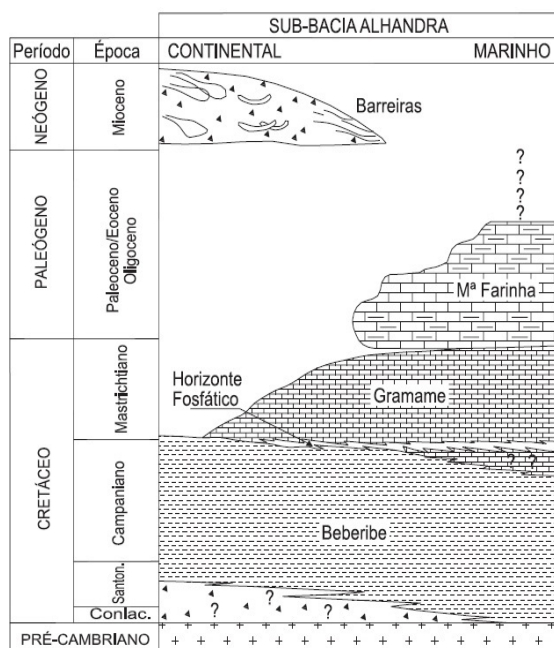


Figura 2 - Unidades litoestratigráficas na sub-bacia Alhandra (Fonte: Furrier et al., 2006)

MATERIAL E MÉTODOS

Nesta seção, são descritas a seleção dos poços e a coleta de amostras de água. Em seguida, apresenta-se a metodologia para análise dos parâmetros físicos e químicos da água dos poços monitorados e expõem-se os três métodos de avaliação dos resultados através de índices de qualidade da água (IQNAS, IQAS e IRQ). Por fim, descreve-se o método DRASTIC modificado utilizado para a avaliação das áreas de risco à contaminação do aquífero.

Cadastro dos poços

Um levantamento inicial de informações foi realizado antes da escolha dos poços monitorados. Levando-se em consideração a melhor distribuição espacial dos poços já perfurados na região para representar o comportamento da qualidade da água subterrânea na bacia hidrográfica, foram selecionados os 17 poços apresentados na Figura 1 para realizar o monitoramento durante o período seco. Todos os poços, com profundidades variando entre 3,5 e

36 m, são do tipo cacimba com revestimento de tijolo e de uso privado. Apesar da busca pela melhor distribuição, observa-se na Figura 1 uma carência de pontos de monitoramento em algumas regiões da bacia hidrográfica devido à inexistência de poços.

Monitoramento Qualitativo

Os dados da análise espaço-temporal da qualidade da água subterrânea da bacia do rio Gramame foram obtidos de Targino (2012). Essa análise foi realizada em dezessete poços com frequência mensal de outubro a dezembro de 2010, posteriormente, a cada dois meses, de fevereiro a junho de 2011, e finalizando em julho e outubro de 2011, totalizando oito campanhas de coleta de amostras de água que contemplam um ano hidrológico.

Essas coletas foram feitas com um coletor convencional de policloreto de vinila (PVC) com uma válvula de retenção em sua extremidade, ou, em alguns casos, um simples recipiente. Quanto às análises dos parâmetros físico-químicos, realizaram-se com base no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995) e utilizando-se sonda multiparâmetro (HORIBA W-22XDD.23XD), técnicas titulométricas e eletroanalíticas (colorímetro, potenciômetro, condutivímetro e oxímetro). Todos os parâmetros foram determinados no Laboratório de Saneamento – LABSAN do Centro de Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba – UFPB, exceto a temperatura que foi medida em campo.

Índice de Qualidade Natural de Água Subterrânea - IQNAS

Construído à semelhança do Índice de Qualidade de Água - IQA da Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB/SP, o Índice de Qualidade Natural de Água Subterrânea - IQNAS (OLIVEIRA et al., 2007) foi desenvolvido por especialistas da Universidade Federal da Bahia (UFBA), para averiguar a influência da composição litológica das unidades hidrogeológicas na qualidade da água do aquífero do estado da Bahia. Esse índice utiliza os parâmetros pH, cloreto, sólidos totais, dureza, fluoreto e nitrato. A escolha desses parâmetros foi influenciada pelo comportamento significativo de suas concentrações mediante a qualidade de água nos domínios hidrogeológicos do estado da Bahia (OLIVEIRA, 2007).

O cálculo do IQNAS dá-se pelo produto dos valores de qualidade de água relativo de cada parâmetro Q_n (Tabela 1), elevado ao seu respectivo peso,

a exemplo do utilizado no IQA da CETESB. Os pesos de cada parâmetro foram escolhidos, inicialmente, tomando como base a experiência dos especialistas em hidrogeologia do estado da Bahia e, em seguida, passou por um processo de refinamento através de testes no IQNAS (OLIVEIRA et al, 2007). A construção das curvas características da qualidade relativa de cada parâmetro pode ser conferida em Oliveira et al. (2007), assim como os intervalos entre as classes de qualidade do IQNAS: de 80 a 100 (qualidade ótima), de 52 a 79 (boa), de 37 a 51 (aceitável) e de 0 a 36 (imprópria).

Tabela 1 - Equações para cálculo dos valores de qualidade relativa de água subterrânea

Parâmetros	Equações Matemáticas	Intervalos de validade
pH	$Q_{pH} = 1,7354 \times (pH)^2$	$[2 \leq pH \leq 7,34]$
	$Q_{pH} = 16405 \times [(pH)^{-2,5}] - 17$	$[pH \geq 7,35]$
Cloreto*	$Q_{Cl} = 100$	$[Cl < 4,86]$
	$Q_{Cl} = 138,9 \times (Cl)^{-0,19561} - (Cl)^{0,42}$	$[4,86 \leq Cl \leq 3000]$
	$Q_{Cl} = 0$	$[Cl > 3000]$
Sólidos Totais*	$Q_{ST} = 79 - (0,167284 \times ST) + EXP[(ST)^{0,228}]$	$[0 \leq ST \leq 1630]$
	$Q_{ST} = 27,7$	$[ST > 1630]$
Dureza*	$Q_{DUR} = 100$	$[DUR < 5,4]$
	$Q_{DUR} = 101,1 \times EXP(-0,00212 \times DUR)$	$[DUR \geq 5,4]$
Fluoreto*	$Q_F = 80 + 21 \times F - (F)^{11,6263}$	$[0 \leq F \leq 1,5]$
	$Q_F = 0$	$[F > 1,5]$
Nitrato [mg.L ⁻¹ de N-NO ₃]	$Q_N = 100 \times EXP(-0,0994 \times N)$	$[N \geq 0]$

* Unidade (mg L⁻¹)

Nota: Adaptado de Oliveira et al., 2007

Para a aplicação desse índice na pesquisa, não havia dados disponíveis das variáveis sólidos totais e fluoreto. Houve, dessa forma, a necessidade

de redistribuir os pesos proporcionalmente, conforme ilustrado na Tabela 2. Isso não pôde ser compensado nas faixas de classe de qualidade, pois não há informações no trabalho original sobre os critérios utilizados para a determinação dos intervalos das classes.

Tabela 2 - Redistribuição dos pesos dos parâmetros do IQNAS

Parâmetros (Q _n)	Pesos originais	Pesos redistribuídos (w _n)
pH	0,05	0,081
Cloreto (mg.L ⁻¹)	0,26	0,419
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	0,22	-
Dureza (mg.L ⁻¹)	0,16	0,258
Fluoreto (mg.L ⁻¹)	0,16	-
Nitrato (mg.L ⁻¹ de N-NO ₃)	0,15	0,242
Soma dos pesos	1	1

Índice de Qualidade Água Subterrânea - IQAS

Desenvolvido seguindo recomendações propostas pela Organização Mundial da Saúde - OMS, o Índice de Qualidade de Água Subterrânea - IQAS (MELLOUL & COLLIN, 1998) pode ser uma ferramenta de relação entre qualidade da água e vulnerabilidade de aquíferos.

O IQAS é obtido através da seguinte equação:

$$IQAS = \left(\frac{10}{n}\right) \times \left[\sum \left(\frac{W_i \times Y_i}{W_{\max} \times Y_{\max}}\right)\right] \quad (1)$$

onde: n é o número de parâmetros químicos envolvidos; W_i é o peso de cada parâmetro em função de sua importância relativa ao estudo; W_{máx} é o peso máximo fornecido, que também depende do grau de relevância do parâmetro no estudo; e Y_{máx} é o máximo atribuído ao parâmetro que é 3,5 vezes maior ou igual ao valor padrão estabelecido pela OMS, assumindo o valor de 10 de acordo com a equação onde se obtém o valor de Y_i;

$$Y_i = -0,712 \left(\frac{P_i}{P_{id}} \right)^2 + 5,228 \left(\frac{P_i}{P_{id}} \right) + 0,484 \quad (2)$$

sendo P_i a concentração obtida na análise química do parâmetro; e P_{id} seu padrão ambiental estabelecido em norma vigente na região de aplicação do índice.

Os parâmetros comumente utilizados nesse índice são: cloretos; indicador de intrusão marinha e contaminação por esgoto doméstico ou águas de irrigação (NOBRE et al., 2008); e nitrato, íon resultante da atividade microbiana sobre compostos nitrogenados como os fertilizantes. Porém, a simplicidade desses parâmetros pode acarretar, possivelmente, numa classificação errônea da qualidade de uma água com presença de microrganismos patogênicos, já que, usualmente, identifica-se esse tipo contaminação pela análise de coliformes fecais e/ou termotolerantes.

Nesse índice, a água subterrânea é classificada como: de alta qualidade para valores de Y_i menor do que 1; de qualidade aceitável para de Y_i igual a 1; e de qualidade inaceitável para valores iguais ou superiores a 3,5 vezes o valor padrão determinado pela OMS. Quanto ao valor final do IQAS, relaciona-se valor baixo a áreas de baixo potencial de poluição e vice-versa.

Índice Relativo de Qualidade - IRQ

Elaborado por Fernandes & Loreiro (2006), o Índice Relativo de Qualidade - IRQ caracteriza e hierarquiza o potencial de qualidade de água subterrânea. Originalmente, são utilizados os parâmetros cloreto, nitrato e sólidos totais dissolvidos, comumente associados à interferência antrópica.

Entretanto, esse índice permite a utilização de outros parâmetros, desde que sejam conhecidos seus respectivos valores de padrão estabelecidos por normas ou portarias (FERNANDES & LOUREIRO, 2006). Calcula-se o valor final do IRQ através da média aritmética dos $IRQ_{méd}$ de cada parâmetro, este dado por:

$$IRQ_{méd} = \frac{V_i}{VMP_i} \quad (3)$$

$$IRQ = \frac{IRQ_{méd}}{n} \quad (4)$$

em que: V_i é o valor médio da análise do parâmetro i ; VMP é o valor máximo permitido; e n é o número de parâmetros.

Com isso, define-se a classificação da água subterrânea para consumo humano a partir de faixas escalares de variação, conforme ilustrado na Tabela 3. Por ser um índice relativo, torna-se pouco preciso, além disso, não pondera a contaminação por organismos patogênicos e metais pesados.

Tabela 3 - Faixas escalares de variação do IRQ

Varição do IRQ	Qualidade para consumo humano
$0,0 < IRQ \leq 0,3$	Excelente
$0,3 < IRQ \leq 0,6$	Boa
$0,6 < IRQ \leq 0,9$	Razoável
$0,9 < IRQ \leq 1,2$	Ruim
$IRQ > 1,2$	Péssima

Nota: Adaptado de Fernandes & Loureiro (2006)

Método DRASTIC

A vulnerabilidade de um aquífero pode ser determinada através de métodos que reúnem fatores hidrogeológicos, morfológicos e físicos, a exemplo do método DRASTIC elaborado por Aller et al. (1987).

Esse método agrupa os principais parâmetros de controle do potencial de poluição de água subterrânea, os quais compõem sua sigla, conforme apresentado na Tabela 4.

Tabela 4 - Fatores e pesos do DRASTIC

Sigla	Fator	Peso
D	Profundidade do topo do aquífero (<i>Depth to water table</i>)	5
R	Recarga do aquífero (<i>Net Recharge</i>)	4
A	Material do aquífero (<i>Aquifer media</i>)	3
S	Tipos de solos (<i>Soil media</i>)	2
T	Topografia (<i>Topography</i>)	1
I	Influência da zona não saturada (<i>Impactor of the unsaturated media</i>)	5
C	Condutividade hidráulica do aquífero (<i>Hydraulic Conductivity of the Aquifer</i>)	3

Nota: Adaptado de Aller et al. (1987)

O método DRASTIC estabelece somatório dos produtos entre os fatores citados e seus respectivos pesos, como ilustrado na equação 4.

$$DRASTIC = (D_r \times D_w) + (R_r \times R_w) + (A_r \times A_w) + (S_r \times S_w) + (T_r \times T_w) + (I_r \times I_w) + (C_r \times C_w) \quad (4)$$

Tabela 5 - Dados dos fatores utilizados na aplicação do método DRASTIC

Intervalo das classes	D* (m)	Recarga (mm.ano ⁻¹)	Tipo de Solo	I* (%)	Material do aquífero e da zona não saturada	K* (m/dia)
1	1,5 – 4,6 (1,37%)	< 51 (9,77%)	Neossolos (2,36%)	>18 (4,52%)	Depósitos fluvio-marinhos (18,24%)	< 4,1 (13,52%)
2	4,6 – 9,1 (67,68%)	51 – 102 (84,14%)	Gleissolos (16,24%)	12 – 18 (11%)	Formação Barreiras (60,78%)	4,1 – 12,2 (47,18%)
3	9,1 – 15,2 (29,62%)	102 – 178 (6,07%)	Luvissolos (7,78%)	6 – 12 (24,5%)	Formação Beberibe (7,73%)	12,2 – 28,5 (33,31%)
4	15,2 – 22,9 (1,28%)	178 – 190 (0,02%)	Latossolos (0,38%)	2 – 6 (37,5%)	Formação Sertânia (6,7%)	28,5 – 40,7 (4,07%)
5	22,9 – 29 (0,07%)	-	Argissolos (72,4%)	<2 (22,9%)	Formação Granitóides (6,53%)	40,7 – 64,2 (1,92%)
6	-	-	Organossolos (0,82%)	-	-	-

* D = Profundidade do topo do aquífero; I = Topografia; K = Condutividade hidráulica.

Notas: i) Os valores entre parênteses representam a área da bacia para cada intervalo de classe;

ii) Adaptado de Coelho (2010), Coelho et al. (2012) e Linhares (2012)

Tabela 6 - Monitoramento da qualidade da água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Gramame

Parâmetros	CONAMA	Parâmetros estatísticos					
	396/2008						
	Consumo Humano	Nº de Amostras	Média	Mín.	Máx.	Desvio Padrão	Coef. de Variação
Temperatura (°C)	*	136	28,31	26	30,00	0,96	3%
pH	*	136	5,12	3,21	7,76	0,66	13%
Acidez (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	*	136	22,97	3,90	69,84	10,44	45%
Alcalinidade (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	*	136	10,83	0,00	66,00	10,94	101%
STD (ppm)	1000	136	67,23	20,20	176,80	30,47	45%
Cloretos (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	250	136	46,05	5,50	176,8	33,20	72%
Condutividade (uS.cm ⁻¹)	*	136	135,13	32,50	309,00	62,46	46%
Dureza (mg.L ⁻¹ CaCO ₃)	*	136	33,89	6,00	120,20	22,32	66%
Nitrato (mg.L ⁻¹ N-NO ₃)	10	136	3,72	0,38	15,50	3,21	86%
DBO (mg.L ⁻¹ O ₂)	*	136	0,56	0,0	4,51	0,78	139%
OC (mg.L ⁻¹ O ₂)	*	136	0,88	0,0	13,10	1,67	190%
Turbidez (UNT)	*	136	7,27	0,0	80,0	11,09	153%
Cor (uH)	*	136	6,86	0,0	200,0	22,15	323%

Nota: Adaptado de Targino (2012)

Como o método DRASTIC caracteriza o aquífero quanto a sua vulnerabilidade intrínseca e, nesta pesquisa, objetivou-se analisar o risco à contaminação, foi utilizada a modificação desse método, desenvolvida por Eimers et al. (2000). O DRASTIC modificado permite avaliar e mapear essas áreas de

risco à contaminação considerando fatores naturais e antrópicos. Para isso, os autores supracitados adicionaram dois fatores ao método DRASTIC original: cobertura do solo (LC – *Land Cover*) e uso do solo (LU – *Land Use*), com pesos 2 e 3, respectivamente.

Neste artigo, os fatores utilizados na aplicação do método DRASTIC modificado advêm de Coelho (2011), Coelho et al. (2012) e Linhares (2012), e são apresentados na Tabela 5. Os dados de uso e ocupação do solo, não apresentados na Tabela 5, são baseados nas informações do mapa da Figura 4.

Espacialização dos dados e validação

Para melhor visualização e interpretação dos dados, foram elaborados mapas com o auxílio do *software* ArcGIS 9.3. Para a espacialização dos valores médios do parâmetro nitrato e dos índices de qualidade, para cada poço, para o período seco, o método de interpolação do Inverso da Distância ao Quadrado foi utilizado, já que apresentou os menores valores de desvio padrão dentre os outros métodos de interpolação disponíveis no *software*. Em relação ao raio de busca, definiu-o como variável.

Na validação das espacializações realizadas foram utilizados os poços P09, P14, P16 e P27, que correspondem a 20% do total amostral dos poços deste estudo. Ao comparar os valores interpolados com os reais, obteve-se 25% de validação no mapa de espacialização do parâmetro nitrato, 100% no do IRQ e 50% no do IQAS, sendo empregada nos dois primeiros a classificação de intervalos iguais (*Equal Interval*) e no último *Natural Breaks*.

RESULTADOS

A Tabela 6 apresenta o resultado geral do monitoramento da qualidade da água subterrânea do aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame no ano hidrológico.

Nesse monitoramento, verificou-se a ocorrência das maiores concentrações do parâmetro nitrato nos meses do período seco. Por essa razão, os resultados deste artigo, referentes às análises do parâmetro nitrato, da aplicação dos índices de qualidade (IQNAS, IQAS e IRQ) e do método DRASTIC, levam em consideração esse período do monitoramento.

Quanto à análise do parâmetro nitrato, observa-se na Figura 3 as regiões na bacia hidrográfica onde a água subterrânea apresenta concentração próxima ou superior ao máximo de $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ permitido pela Resolução 396/2008 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Esses valores ocorreram nos poços P02, P17 e P22 que atingiram uma média, no período estudado, de

$10,08 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$, $12,37 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ e $8,15 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$, respectivamente.

A espacialização do parâmetro nitrato também permite encontrar uma possível relação com as potenciais fontes de poluição na área em estudo, determinadas através de trabalho de campo e mapeamento do uso e ocupação do solo.

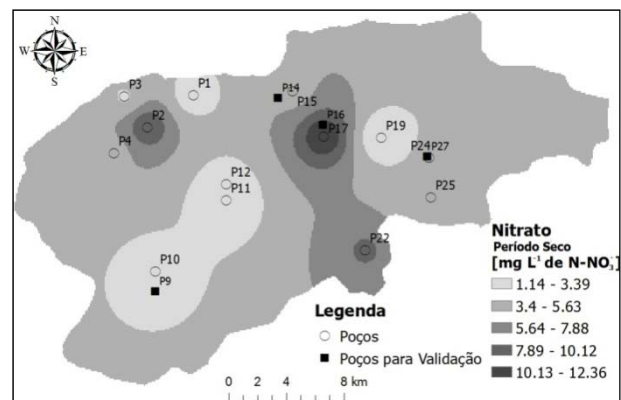


Figura 3 - Espacialização do parâmetro nitrato na bacia hidrográfica do rio Gramame no período seco

Confrontando os dados da espacialização do nitrato e do uso e ocupação do solo (Figura 4), detectou-se que as maiores concentrações do parâmetro ocorreram em poços situados próximos a aglomerados rurais e a áreas ocupadas por atividades agrícolas que fazem uso intensivo de fertilizantes.

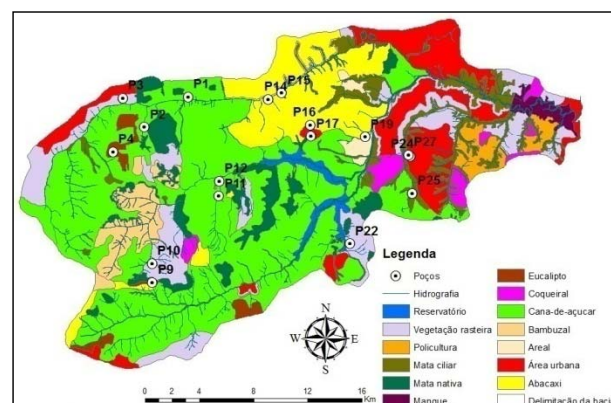


Figura 4 - Uso e ocupação do solo na bacia do rio Gramame (Fonte: Coelho, 2011)

São apresentados, em seguida, os resultados da aplicação e espacialização dos três índices de qualidade de água subterrânea. Primeiramente,

observa-se uma homogeneidade nos resultados do IQNAS. Esse índice classificou a água de todos os poços da bacia como de boa qualidade, com exceção do P17, enquadrado na classe aceitável durante o período estudado. Em função da homogeneidade encontrada, não foi necessário a apresentação de um mapa para espacializar esse índice.

O P17 pode estar sob a influência da Formação Beberibe, onde há afloramento de rochas calcárias que podem afetar as propriedades físico-químicas tanto do solo quanto da água subterrânea. Por outro lado, diferentemente do ambiente associado ao P17, a maior parte da bacia está sobre a Formação Barreiras, composta essencialmente de arenitos, que facilitam a infiltração e o fluxo de água. Nesse sentido, uma possível fonte de poluição do lençol subterrâneo é através da percolação de poluentes oriundos da superfície do solo e não por influência litológica.

Além disso, constatou-se que os poços P02 e P22, apesar de apresentarem concentrações de nitrato acima ($10,08 \text{ mg L}^{-1}$) ou próxima ($8,15 \text{ mg L}^{-1}$), respectivamente, do permitido pela Resolução CONAMA 396/2008, foram enquadrados na classe boa de qualidade da água, igualmente a outros poços que não possuem essa característica. Considera-se, portanto, que apenas o uso do IQNAS neste estudo não é adequado, já que não detectou as regiões problemáticas, apesar de considerar em seu cálculo o parâmetro nitrato, indicador de poluição. Dessa forma, o emprego do IQNAS não deve ser considerado isoladamente na tomada de decisões relacionadas à água de aquífero livre.

A não identificação de deterioração da qualidade de água dos poços em regiões próximas a fontes de poluição antrópica e com alta concentração de nitrato, apresentada pelo IQNAS, ilustra que a redistribuição dos pesos de seus parâmetros também considera a influência da composição litológica das unidades hidrogeológicas sobre a água subterrânea.

Certifica-se através da aplicação do IQNAS que, em geral, a água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Gramame, naturalmente, é de boa qualidade. Entretanto, a área de estudo possui regiões antropizadas com fontes de poluição que afetam a qualidade da água, conforme identificado no monitoramento qualitativo.

Dessa forma, também foram aplicados os índices IQAS e IRQ, que consideram a ação antrópica na qualidade da água. O IQAS identifica as áreas com potencial de poluição. A Figura 5 mostra a espacialização do IQAS na área em estudo. Observa-se que há uma predominância de regiões com baixo

potencial poluidor (regiões mais claras). Os maiores valores desse índice são encontrados onde estão localizados os poços P02, P17 e P22, que apresentaram as maiores concentrações de nitrato, definindo locais com maior potencial de poluição em relação aos demais.

A potencialidade à poluição das áreas da bacia hidrográfica definidas pelo IQAS coincide, no geral, com a detecção dos poços com as maiores concentrações de nitrato, indicando uma influência forte desse parâmetro no resultado do índice e confirmando os resultados do monitoramento qualitativo.

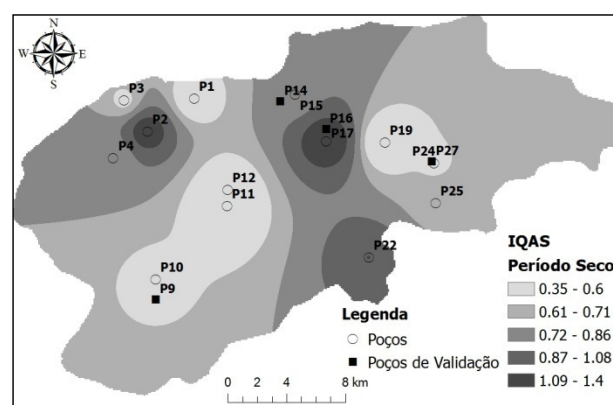


Figura 5 - Espacialização do IQAS na área de estudo

Os poços que apresentaram concentrações de nitrato acima da Resolução CONAMA 396/2008 (P02 e P17), encontram-se próximos a áreas de cultivo de cana de açúcar e de aglomerado rural, como pode ser observado na Figura 4, e apresentaram IQAS acima de 1, confirmando a potencialidade de poluição do local.

O IRQ, índice que caracteriza e hierarquiza a qualidade da água subterrânea, revelou que mais de 85% das amostras de água do aquífero foram classificadas como de qualidade excelente (Figura 6). Novamente, os poços P02, P17 e P22, juntamente com o P16, se enquadram em classe de qualidade de água inferior aos outros poços. Entretanto, os poços que no monitoramento qualitativo apresentaram problemas com relação ao nitrato (P02 e P17), foram classificados como de qualidade boa. Essa discordância entre classificações caracteriza o índice IRQ como pouco restritivo, já que qualifica como boas as amostras d'água com concentrações altas de nitrato.

No IRQ não são conferidos pesos aos parâmetros, sendo atribuída, assim, a mesma importância às variáveis utilizadas no seu cálculo. Além disso, por ser calculado por média aritmética, há a possibilidade de amenizar as concentrações elevadas existentes em um único parâmetro, pois seu valor é distribuído de forma proporcionalmente igual entre os outros.

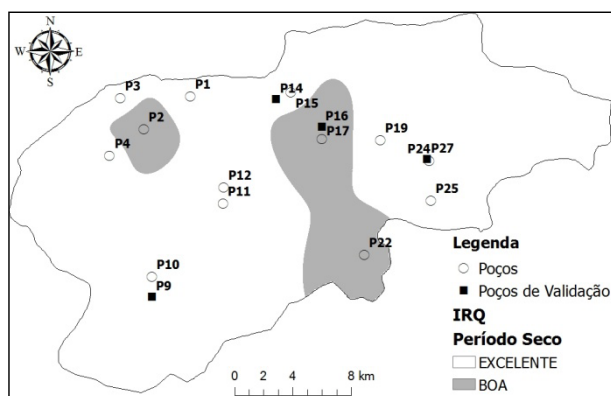


Figura 6 - Espacialização do IRQ na área de estudo

Dessa forma, no que se diz respeito à correlação entre áreas com fonte de poluição e monitoramento qualitativo, apenas o índice IQAS apresentou resultados concordantes. Os poços classificados com o maior potencial à poluição em relação aos demais são os mesmos que apresentaram as maiores concentrações de nitrato.

Os índices IQNAS e IRQ informaram que a qualidade da água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Gramame foi qualificada como aceitável, tendo em vista que todas as amostras, em ambos os índices, apresentaram classes iguais ou superiores a de aceitável, tomando como referência em seus cálculos os valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA 396/2008. Como o IQAS não hierarquiza em classes de qualidade, esse tipo de qualificação não pôde ser realizado, no entanto, seus resultados definiram a bacia hidrográfica, em sua maioria, com valor baixo de potencial de poluição (Figura 5).

As áreas de risco à contaminação do aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame, determinadas através do método DRASTIC modificado, encontram-se espacializadas na Figura 7. Pôde-se constatar que a bacia apresentou 58,3% de sua área com risco moderado à contaminação da água subterrânea, seguida de 26,9% de risco alto. As áreas com risco alto estão localizadas, principalmente, na parte central da bacia. As porcentagens de áreas

com risco baixo e risco muito alto são, respectivamente, 14% e 0,8%.

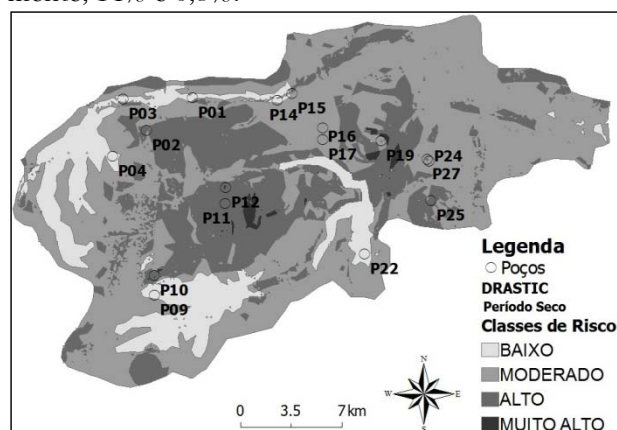


Figura 7 - Mapa de risco à contaminação do aquífero da bacia do rio Gramame no período seco

Ao se observar a distribuição dos poços na Figura 6, verifica-se que 61% estão localizados próximos a áreas de risco baixo e moderado, confirmando o predomínio da classe aceitável da água subterrânea nos IQAs.

Dentre os poços encontrados com irregularidades no monitoramento qualitativo e com as menores qualificações nos IQAs, os poços P02 e P17 encontram-se próximos ou em regiões de risco moderado e alto.

Vale ressaltar, no entanto, que apesar do P17 estar localizado em área de risco moderado, obteve a maior concentração de nitrato e a pior qualidade em todos os índices. O esperado era a sua localização em região de maior risco. A baixa qualidade da água desse poço pode ser justificada pelo fato dele estar localizado em uma região plana, com declividade que não ultrapassa 4%, na porção central da bacia, apresentando uma tendência natural à infiltração da água, juntamente com as impurezas presentes na superfície do solo. Também nessa área, são desenvolvidas atividades de cultivos de cana-de-açúcar e abacaxi, com utilização de fertilizante a base de nitrogênio que, quando entra em contato com o meio ambiente, o excedente não absorvido pelos vegetais oxida na forma de nitrato, podendo se infiltrar no solo até atingir o lençol freático.

O poço P22, apesar de localizado em área de risco baixo à contaminação da água subterrânea, apresentou concentração média de nitrato ($8,15 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$) mais próxima ao limite de $10 \text{ mg L}^{-1} \text{ N-NO}_3^-$ estabelecido pela Resolução CONAMA 396/2008. Não obstante, nos IQAS e IRQ, a água

subterrânea foi classificada, respectivamente, no mesmo nível de potencialidade e na mesma classe que os poços com concentrações irregulares de nitrato. Com isso, uma atividade intensa de poluição também deve estar presente nesse poço, advinda da presença de fossas negras de habitações próximas.

Os poços P10, P11 e P12, classificados com qualidade ótima em todos os índices aplicados, estão localizados em áreas de risco alto ou muito alto à contaminação da água subterrânea. Essa discordância de fatos pode ocorrer devido à captação de água pelo poço em uma parte do aquífero onde o contaminante não atingiu ou não ficou retido.

Não é descartada a possibilidade de presença de contaminante devido à proximidade a eventos potencialmente poluidores. Os poços P11 e P12 estão em área de monocultura de cana de açúcar. Já o poço P10 está próximo a residências rurais sem saneamento básico.

Além disso, outro fator que pode contribuir para a discordância entre os índices de qualidade e as áreas de risco pode ser a escala utilizada nas espacializações, que pode superestimar ou subestimar a abrangência das áreas de risco à contaminação na área de estudo.

CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Neste trabalho, dados de monitoramento qualitativo realizado no aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame foram comparados aos índices de qualidade da água e ao mapa de risco à contaminação, obtido através do DRASTIC modificado.

No monitoramento qualitativo da água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Gramame, ao tomar como referência a Resolução CONAMA 396/2008, os poços P02 e P17 apresentaram valores do parâmetro nitrato acima do máximo permitido. As maiores concentrações de nitrato foram detectadas em áreas com fontes poluidoras, a exemplo de locais com ausência de saneamento básico e com prática de atividades agrícolas fundamentadas no uso intenso de fertilizantes a base de nitrogênio.

De acordo com os índices de qualidade aplicados neste estudo, a água subterrânea apresenta qualidade aceitável. Entre os índices, apenas o IQAS apresentou os resultados mais coerentes com o monitoramento qualitativo e os fatores citados do uso e ocupação do solo.

Quanto ao IRQ, ele pode ser considerado como menos restritivo, pois, ao contrário do IQNAS, cujas amostras resultaram na classe de qualidade

boa, o IRQ qualificou-as na sua melhor classe de qualidade (excelente). Além disso, qualificou poços com parâmetros em desacordo com a Resolução CONAMA 396/2008 como boa.

Quanto à relação entre o método DRASTIC modificado, o monitoramento qualitativo e os índices de qualidade, observou-se que a maioria dos poços está localizada em áreas de risco baixo ou moderado, o que entra em consenso com o monitoramento qualitativo e a hegemônica qualificação aceitável da água subterrânea definida pelos índices de qualidade.

Por outro lado, existem alguns casos de inconformidade entre os mapas de qualidade e o de risco à contaminação que podem ser justificados pela atividade intensa de poluição por captação da água em parte do aquífero não contaminado e pela escolha da escala de trabalho de mapeamento.

Como sugestão para os trabalhos subsequentes tem-se a necessidade de aumentar o número de poços em áreas estratégicas, como as porções norte-nordeste, centro-sul e extremo oeste da bacia hidrográfica, tendo em vista o refinamento da análise espacial.

Por fim, verificou-se o cumprimento do papel dos índices de facilitar para os gestores a identificação de áreas no aquífero onde o monitoramento e a preservação devem ser priorizados, já que as áreas com as menores qualificações nos índices coincidem com as que obtêm irregularidades no monitoramento qualitativo.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro provido da FINEP ao projeto Bacias Experimentais e Representativas do Semiárido, e também ao CNPq, CAPES e FACEPE pela concessão de bolsas de estudo.

REFERÊNCIAS

- AKKOYUNLU, A; AKINER, M. E. Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. *Ecological Indicators*, v.18, p. 501-511, 2012.
- ALLER, L; BENNET, T; LEHR, J. H; PETTY, R. J. *DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic settings*. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/600/2-85/018, 1987.

- ALMEIDA, R. A. S. de. *Índice de qualidade de águas subterrâneas destinadas ao uso na produção de água potável (IQUAS)*. 2007. 221f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana) – Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica. Bahia, 2007.
- ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; CRISÓSTOMO, L. A.; SOUZA, I. H.; TEIXEIRA, A. S. Índice de qualidade de água, uma proposta para o vale do rio Trussu, Ceará. *Revista Ciência Agronômica*, v. 36, n. 2, p. 135-142, 2005.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Pollution Control Federation. 19th edition, Washington, D.C, 1995.
- BABIKER, I. S; MOHAMED, M. A. A; HIYAMA, T. Assessing groundwater quality using GIS. *Water Resources Management*, v. 21, n.4, p.699-715, 2007.
- BARBOSA, J. A; SOUZA, E. M; LIMA FILHO, M. F; NEUMANN, V. H. A estratigrafia da bacia Paraíba: uma reconsideração. *Coleção Estudos Geológicos*. Recife, v. 13, p.89-108, 2003.
- BASCARAN, G. M. Establecimiento de uma metodologia para conocer la calidad del agua. *Boletín Informativo Del Medio Ambiente*, CIMA, MOPU, Madrid, v.9, p.30-51, 1979.
- BASTIDA, J. J. M; ARAUZO, M; VALLADOLID, M. Intrinsic and specific vulnerability of groundwater in central Spain: the risk of nitrate pollution. *Hydrogeology Journal*, v.18, n. 3, p. 681-698, 2009.
- BOCANEGRA, E; JÚNIOR G. C. S; CUSTODIO, E; MANZANO, M; MONTENEGRO S. M. G. L. State of knowledge of coastal aquifer management in South America. *Hydrogeology Journal*, v. 18, n.1, p.261-267, 2010.
- BORBA, A. L. S; COSTA, M. R. da; COSTA FILHO, W. D; AZEVEDO, P. V. N. G. de; JARDIM, F. C. F. V. *Qualidade das águas do Aquífero Cabo na região metropolitana de Recife – PE*. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 17.; ENCONTRO NACIONAL DE PERFURADORES DE POÇOS, 18., 23-26 out. 2012, Bonito, MS. Resumos Expandidos. Bonito, MS: CBAS, p. 1-4.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 396/2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Valores máximos permitidos para consumo humano.
- CHATTERJEE, R.; TARAFDER, G.; PAUL, S. Groundwater quality assessment of Dhanbad district, Jharkhand, India. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, v. 69, n.1, p.137-141, 2010.
- CIVITA M., DE MAIO M. *SINTACS: a parametric system for the assessment and mapping of groundwater vulnerability to pollution: methodology and automation* (in Italian). Pitagora, Bologna, Italy. 1997, 191 p.
- COELHO, V. H. R; ALMEIDA, C. N; SILANS, A. M. B. P. de. Análise da flutuação do nível d'água para estimativa da recarga subterrânea da bacia representativa do rio Gramame no Nordeste Brasileiro. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.17, n.2, p. 241-252, 2012.
- COELHO, V. H. R. *Monitoramento e análise da variação do nível d'água para estimativa de recarga do aquífero livre da bacia do rio Gramame*. 2011. 147f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Paraíba, 2011.
- CORADI, P. C; FIA, R; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Petolas-RS, Brasil. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. v. 4, n. 2, p. 46-56, 2009a.
- CORADI, P. C; PEREIRA-RAMIREZ, O; FIA, R; MATOS, A. T. de. Qualidade da água superficial da bacia hidrográfica da lagoa Mirim. *Revista de Ciências Ambientais*, v.3, n.1, p. 53-64, 2009b.
- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Mapa de Domínios/Subdomínios do Brasil. 2011. Disponível em: <http://mapoteca.cprm.gov.br/programas/template.php>. Acesso em: 10 de junho de 2012.
- DENNIS, I; DENNIS, R. Climate change vulnerability index for South African aquifers. *Water SA*, v. 28, n.3, p. 417-426, 2012.
- EIMERS, J. L; WEAVER, J. C; TEEZUIOTTI, S; MIDGETTE, R. W. Methods of rating unsaturated

zone and watershed characteristics of public water supplies in North Carolina, U.S. *Geological Survey, Water-Resources Investigations Report* 99-4283, p. 31, 2000.

FEITOSA, F. A. C; MANOEL FILHO, J; FEITOSA, E. C; DEMETRIO, J. G. *Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações*. Hidrogeologia: Conceitos e Aplicações - 3ª Edição Revisada e Ampliada - Rio de Janeiro: CPRM: LABHID. 2008, 812p.

FERNANDES, R. A; LOUREIRO, C. O. Índice relativo de qualidade (IRQ): um método para caracterização e hierarquização do potencial qualitativo das águas subterrâneas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 14, 2006, Curitiba. Editora: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas. 2006, 14p.

FOSTER S; HIRATA R. *Groundwater pollution risk evaluation: the methodology using available data*. Lima: CEPIS-PAHO/WHO, 1988.

FURRIER, M; ARAÚJO, M. E; MENESES, L. F. Geomorfologia e Tectônica da Formação Barreiras no Estado da Paraíba. *Revista do Instituto de Geociências – USP*. Geologia USP Sér. Cient., São Paulo, v.6, n. 2, p. 61-70, 2006.

GIBRILLA, A; BAM, E. K. P; ADOMAKO, D; GANYAGLO, S; OSAE, S; AKITI, T. T; KEBEDE, S; ACHORIBO, E; AHIALEY, E; AYANU, G; AGYEMAN, E. K. Application of water quality index (WQI) and multivariate analysis for groundwater quality assessment of the Birimian and cape coast granitoid complex: densu river basin of Ghana. *Water Quality, Exposure and Health*, v.3, n.2, p.63-78, 2011.

HIRATA, R; VIVIANI-LIMA, J. B; HIRATA, H. A *água como recurso*. In: TEIXEIRA, W.; FAIRCHILD, T.R.; TOLEDO, M.C.M. de; TAIOLI, F. (Orgs.). 2ª edição. *Decifrando a Terra*. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 2009, p.448-485.

IBESA – Implantação de bacias experimentais no semi-árido. In: *Bacia Experimental do Rio Guaraíra*. Projeto financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP. 2004, 291p.

JAISWAL R. K; MUKHERJEE, S; KRISHNAMURTHY J; SAXENA, R. *Role of remote sensing and GIS techniques for generation of groundwater prospect zones towards rural development — an approach*.

International Journal of Remote Sensing, v.24, n. 5, p. 993–1008, 2003.

JAVADI, S; KAVEHKAR, N; MOUSAVIZADEH, M. H; MOHAMMADI, K. Modification of DRASTIC model to map groundwater vulnerability to pollution using nitrate measurements in agricultural areas. *Journal of Agricultural Science and Tecnology*, v.13, n.2, p.239-249, 2011.

KHAN, H.H; KHAN, A; AHMED, S; PERRIN, J. GIS-based impact assessment of land-use changes on groundwater quality: study from a rapidly urbanizing region of South India. *Environmental Earth Sciences*, v.63, n.6, p. 1289–1302, 2011.

LEAL E SÁ L. T. *Levantamento geológico-geomorfológico da Bacia Pernambuco-Paraíba, no trecho compreendido entre Recife-PE e João Pessoa-PB*. 1998. 127f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Pernambuco, Recife., 1998.

LEAL, J. A. R; MEDRANO, N; SILVA, F. O. T; GARCÍA, J. T. S; GUTIÉRREZ, L. R. R. Assessing the inconsistency between groundwater vulnerability and groundwater quality: the case of Chapala Marsh, Mexico. *Hydrogeology Journal*, v. 20, n. 3, p.591-603, 2012.

LINHARES FM. (2012) *Vulnerabilidade intrínseca e risco de contaminação do aquífero livre da bacia hidrográfica do rio Gramame/PB*. 2012. 99f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Paraíba, 2012.

MACHIWAL, D; JHA, M. K; MAL, B. C. GIS-based assessment and characterization of groundwater quality in a hard-rock hilly terrain of Western India. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 174, n.1-4, p.645-663, 2011.

MELLOUL, A. J; COLLIN, M. A proposed index for aquifer water-quality assessment: the case of Israel's Sharon region. *Journal of Environmental Management*, v.54, n.2, p.131-142, 1998.

MENEZES, J. M; PRADO, R. B; SILVA JÚNIOR, G. C. DA; SANTOS, R. T. DOS. Índice de Qualidade de Água Subterrânea. In: WORLD WATER CONGRESS, 14., 2011, Porto de Galinhas. Editora: International Water Resources Association, 2011, 20p.

MONTENEGRO S. M. G. L; CABRAL J. J. S. P; PAIVA A. L. R; MONTENEGRO A. A. A; DEMETRIO J.

- G. A; CAVALCANTI G. L. Águas subterrâneas na zona costeira da Planície do Recife (PE): Evolução da salinização e perspectivas de gerenciamento. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.14, n.3, p.81-93, 2009.
- NOBRE, R. C. M; FILHO, O. C. R; MANSUR, W. J; NOBRE M. M. M.; COSENZA, C. A. N. Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology*, v.94, n.3-4, p.277-292, 2007.
- NOBRE, R. C. M; NOBRE M. M. M.; MANSUR, W. J. Mapeamento do índice de perigo ao consumo de águas subterrâneas vulneráveis à contaminação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 13, n.2, p. 101-111, 2008.
- OLIVEIRA I. B; NEGRÃO, F. I; SILVA, A. G. L. S. Mapeamento dos aquíferos do estado da Bahia utilizando o índice de qualidade natural das águas subterrâneas – IQNAS. *Águas Subterrâneas*, v.21, n.1, p.123-137, 2007.
- PDRH – Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Gramame. SEMARH/SCIENTEC, 2000.
- PIUS, A; JEROME, C; SHARMA, N. Evaluation of groundwater quality in and around Peenya industrial area of Bangalore, South India using GIS techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, n.7, p.4067-4077, 2012.
- RAJANKAR, P. N; TAMBEKAR, D. H; WATER, S. T. Groundwater quality and water quality index at Bhandara District. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 179, n.1-4, p.619-625, 2011.
- RAMAKRISHNAIAH, C. R; SADASHIVAIAH, C; RANGANNA, G. Assessment of Water Quality Index for the Groundwater in Tumkur Taluk, Karnataka State, India. *E-Journal of Chemistry*, v.6, n.2, p.523-530, 2009.
- SANTOS, J. M. M. *Índice de Qualidade de Água Subterrânea Aplicado em Área de Aquíferos Cristalinos Com Uso Agrícola: Bacia do Rio São Domingos – RJ*. 2009. 189f. Tese (Doutorado em Ciências – Geologia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) / Programa de Pós Graduação em Geologia (PPGI). Rio de Janeiro, 2009.
- SANTOS, M. G. dos; PEREIRA, S. Y. Método AVI (Aquifer Vulnerability Index) para a classificação da vulnerabilidade das águas subterrâneas na região de Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n.3, p. 281-290, 2011.
- SHANKAR, B. S; SANJEEV, L. Assessment of Water Quality Index for the Groundwater of an Industrial Area In Bangalore, India. *Environmental Engineering Science*, v.25, n.6, p. 911-916, 2008.
- SINGH, C. K; SHASHTRI, S; MUKHERKEE, S; KUMARI, R; AVATAR, R; SINGH, A; SINGH, R. P. Application of GWQI to assess effect of land use change on groundwater quality in lower Shiwaliks of Punjab: Remote sensing and GIS based approach. *Water Resources Management*, v.25, n.7, p. 1881-1898, 2011.
- SIVASANKAR, V; RAMACHANDRAMOORTHY, T; CHANDRAMOHAN, A. Deterioration of coastal groundwater quality in Island and mainland regions of Ramanathapuram District, Southern India. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 184, n.4, 2012.
- STADLER, S; TALMA, A. S; TREDoux, G; WRABEL, J. Identification of sources and infiltration regimes of nitrate in the semi-arid Kalahari: Regional differences and implications for groundwater management. *Water SA*, v. 38, n. 2, p. 213-224, 2012
- STIGTER, T.Y.; RIBEIRO,L.; CARVALHO DILL, A.M.M.. Application of a groundwater quality index as an assessment and communication tool in agro-environmental policies – Two Portuguese case studies. *Journal of Hydrology*, v.327, n. 3-4, p.578-591, 2005.
- TARGINO, D. F. *Análise espaço-temporal da qualidade da água subterrânea da bacia do rio Gramame/PB*. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Universidade Federal da Paraíba (UFPB). Paraíba, 2012.
- VAN STEMPOORT, D; EWERT, L; WASSENAAR, L. AVI: A Method for Groundwater Protection Mapping in the Prairie Provinces of Canada. PPWD pilot project, Sept. 1991 - March 1992. Groundwater and Contaminants Project, Environmental Sciences Division, National Hydrology Research Institute, Saskatoon, 1992.
- VASANTHAVIGAR, M; SRINIVASAMOORTHY, K; VIJAYARAGAVAN, K; RAJIV GANTHI, R; CHIDAMBARAM, S; ANANDHAN, P; MANIVA-

NNAN, R; VASUDEVAN, S. Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.171, n.1-4, p.595-609, 2010.

WHO – World Health Organization. *Protecting groundwater for health – Managing the quality of drinking water sources*. 2006, 155p.

YIDANA, S. M; YIDANA, A. Assessing water quality using water quality index and multivariate analysis. *Environmental Earth Sciences*, v.59, n.7, p. 1461-1473, 2010.

Integrated Evaluation Of Groundwater Quality In A Representative Coastal Watershed Of Northeast Brazil

ABSTRACT

Qualitative monitoring of groundwater is undoubtedly important due to its increasing exploration for multiple uses. In this scenario, the use of groundwater quality indexes (GQIs) is a very useful tool for characterization and qualification of this source of water. This paper presents the application of three groundwater quality indexes, with different methods, on water samples from eighteen wells located in the Gramame watershed unconfined aquifer system, in northeastern Brazil. Groundwater Natural Quality Index (GNQI) investigates how hydrogeological units reflect on the groundwater, the Index of Aquifer Water Quality (IAWQ) identifies the relationship between quality and vulnerability of aquifer and the Index of Relative Quality (IRQ) characterizes and ranks the aquifer water quality potential. All the GWIs classify the groundwater quality as acceptable. Their highest values have coincided in areas where the higher nitrate concentrations were detected in the qualitative monitoring. Comparing the groundwater quality index maps and risk of contamination map generated by modified DRASTIC method, there are consistencies, with some unique cases of unconformity, justified by intense pollution activity or by water intake in a part of the aquifer where contaminants are not retained, or by the choice of map scale for work.

Keywords: Aquifer water. Monitoring, Quality index. Modified DRASTIC method.