

## Vulnerabilidade aquífera e risco de contaminação da água subterrânea em meio urbano

*Aquifer vulnerability and contamination risk of groundwater in urban environment*

Filipe da Silva Peixoto<sup>1</sup> , Itabaraci Nazareno Cavalcante<sup>2</sup> 

<sup>1</sup>Universidade do Estado do Rio Grande do Norte - UERN, Departamento de Geografia, Avenida Professor Antônio Campos, Presidente Costa e Silva, CEP 59625-620, Mossoró, RN, BR (felipepeixoto@uern.br)

<sup>2</sup>Universidade Federal do Ceará - UFC, Departamento de Geologia, Fortaleza, CE, BR (itabaracicalcavalcante@gmail.com.br)

Recebido em 17 de agosto de 2018; aceito em 18 de janeiro de 2019

### Resumo

Nas áreas urbanas, a contaminação da água subterrânea está ligada à forte pressão de ocupação e uso do solo. Por isso, é necessária a implantação de medidas restritivas que promovam a conservação da água subterrânea. O presente trabalho desenvolveu um Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea (IRCAS) aplicado a aquíferos em ambiente urbano no município de Fortaleza, Ceará, Brasil. A construção do IRCAS foi realizada a partir da Metodologia de Vulnerabilidade Aquífera (GOD), anexando a esta o Índice de Saneamento Ambiental (ISA), calculado por setores censitários com dados do Censo 2010, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Os dados foram gerenciados em Sistema de Informação Geográfica (SIG) e validados com amostras de água subterrânea analisada quanto a concentrações de nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) em 212 poços. O IRCAS apontou áreas mais próximas à costa como zonas de alto risco, por conta da alta vulnerabilidade aquífera associada ao Sistema Aquífero Dunas (SAD) sob zonas de baixa qualidade sanitária. O principal fator do risco foi o esgotamento sanitário. As maiores concentrações de nitrato (24,4 – 40 mg/L) em 83% dos poços se mostraram associadas às zonas de alto risco.

**Palavras-chave:** Vulnerabilidade aquífera; Aquíferos livres; Índice de Saneamento Ambiental.

### Abstract

In urban areas, groundwater contamination is linked to high pressure of urban use land; for this, applied restrictive politics of use land that promote groundwater conservation are necessary. The present article aims to evaluate the risk of water quality contamination, developing a risk Index to Groundwater Contamination (IRCAS) applied to aquifers in urban environment in the municipality of Fortaleza, Ceará, Brazil. The construction of the IRCAS was carried out from the GOD aquifer vulnerability methodology, adding the Environmental Sanitation Index (ISA), calculated by census sector based on 2010 census data of the Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). The data were managed in the Information System Geographic (GIS), and validated from groundwater samples analyzed for nitrate ( $\text{N-NO}_3^-$ ) concentrations. The IRCAS showed that areas near to the coast presented a higher risk due to the high vulnerability of the aquifer represented by the Dunes Aquifer Systems, associated with areas of low sanitary quality. The main risk factor was the sanitary sewage. Highest concentrations of nitrate (24.4 – 40 mg/L) in 83% of these wells are associated to high risk zones.

**Keywords:** Aquifer vulnerability; Unconfined aquifer; Environmental Sanitation Index.

## INTRODUÇÃO

A conservação dos recursos hídricos compreende a manutenção das condições quali-quantitativas dos reservatórios e é um grande desafio para a atual e as futuras gerações. É necessário desenvolver políticas que possibilitem a conservação da água subterrânea e que atinjam a sustentabilidade hídrica, pois a água subterrânea é a água doce mais abundante a ser explorada (European Commission, 2008), além de ter maior proteção contra contaminação do que as águas superficiais (Foster e Chilton, 2004).

Os diferentes níveis de risco de contaminação exigem medidas preventivas, que são as mais eficazes para a conservação dos aquíferos. Desse modo, identificar áreas naturalmente mais vulneráveis à contaminação da água subterrânea torna-se basilar para o planejamento territorial (Aller, 1997; Nobre et al., 2007; Zhang et al., 2016). Porém, para isso, é necessário subsidiar as tomadas de decisões com dados, informações e estratégias para o gerenciamento hídrico ambiental e territorial (Murat, 2000). As diversas metodologias de vulnerabilidade aquífera são fundamentalmente aplicadas no planejamento de regiões em processo de ocupação ou ainda pouco ocupadas, em que são avaliadas somente as condições naturais e intrínsecas ao aquífero. Contudo, a poluição ou a contaminação só se efetivam mediante a existência de efluentes que provocam o risco. Assim, é necessário cartografar, para além da vulnerabilidade, os riscos de contaminação (Kattaa et al., 2010; Boughriba et al., 2010; Pizzol et al., 2015).

O risco potencial de contaminação tem sido calculado por meio de estimativas de carga poluente com o auxílio de dados demográficos, de densidade de fontes específicas de poluição e de proximidade de fontes potenciais a poços captação. Pode-se destacar o método Pollutant Origin and its Surcharge Hydraulically (POSH), desenvolvido por Foster et al. (2006), que leva em consideração o tipo de atividade e uso do solo, sua capacidade geradora, principalmente a densidade demográfica, além da carga hidráulica associada (Pinheiro et al., 2015). Também, Araújo et al. (2017) utilizam as densidades de fossas sépticas e rudimentares para definir níveis de perigo à contaminação. E Pereira Júnior et al. (2015) avaliaram o risco de contaminação por meio de modificações na metodologia proposta de identificação de fontes pontuais de poluição definidas por meio de raios de influência a partir dos poços analisados.

A vulnerabilidade aquífera pode ser determinada a partir de parâmetros intrínsecos ao aquífero, como: nível estático, condutividade hidráulica, transmissividade, grau de confinamento ou não confinamento do aquífero, tipo de aquífero (meio cárstico, intersticial e fissural), tipo de litologia, grau de fraturamento das rochas (Civita, 1990; Aubre, 1992; USEPA, 1993; Vrba e Zaporozec, 1994). Contudo, existem

metodologias que utilizam atributos naturais extrínsecos ao aquífero, como: tipo de solo, topografia do terreno, além da quantificação da recarga (Aller, 1987; Jang e Chen, 2015; Muhammad et al., 2015).

Diferentes tipos de confinamento do aquífero exigem estratégias distintas para avaliação de risco de contaminação. O aquífero livre tem nível piezométrico que coincide com a pressão atmosférica, assim, ele não tem camadas confinantes limitrofes superiores e há maior acessibilidade de contaminantes (Freeze e Cherry, 1979). Nesse tipo de aquífero a recarga natural é quase exclusivamente pluvial, ajudando a promover disponibilidade e renovabilidade da água. Entretanto, no processo de recarga pode haver transferência de materiais contaminantes, dispostos de maneira difusa ou pontual na superfície do solo, para a água subterrânea (Lubianetzky et al., 2015).

Efluentes domésticos são os mais frequentes contaminantes em áreas de indisponibilidade ou baixa eficiência de serviços de saneamento ambiental (Narain, 2012; Banana et al., 2015). Além disso, a grande pressão sobre o uso do solo e a especulação imobiliária aliada à falta de efetivação de políticas urbana de ordenamento tendem a acabar com áreas verdes conservadas na cidade.

O risco de contaminação da água subterrânea pode ser entendido como a probabilidade de determinado contaminante adentrar à parte saturada do aquífero, atingindo a água subterrânea, mediante as condições de vulnerabilidade aquífera local. O risco, portanto, está relacionado ao tipo de uso do solo (Nobre et al., 2007; Li et al., 2012) e refere-se à conjugação entre a vulnerabilidade e as atividades humanas, que são potencialmente contaminantes/poluentes sobre as águas subterrâneas.

O presente trabalho desenvolveu um Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea (IRCAS) aplicado a aquíferos livres em ambiente urbano no município de Fortaleza, Ceará, Brasil. Essa proposição metodológica aponta quais as áreas de maior risco de contaminação, balizando medidas restritivas e corretivas de uso e ocupação do solo para conservação das águas subterrâneas, ordenamento territorial e planejamento urbano.

## METODOLOGIA

### Caracterização da área

A área de estudo corresponde ao município de Fortaleza, o qual está inserido na zona costeira do litoral norte do Estado do Ceará, na Região Nordeste do Brasil (Figura 1).

O município de Fortaleza é formado majoritariamente por aquíferos porosos que afloram em 83% da área total do município (313,4 km<sup>2</sup>). O embasamento cristalino ocorre no sudoeste do município, enquanto a maior parte da litologia

do município compõe a Formação Barreiras, caracterizada por sedimentos ou rochas sedimentares pouco ou não litificadas, de idade plio-pleistocênica, formadas por níveis silto-areno-argilosos (Brandão, 1998). Associados aos principais cursos fluviais estão as Aluviões, que, apesar de também terem níveis granulométricos variáveis, são formados por sedimentos recentes, acompanhado a borda dos rios (Oliveira, 2013). Esse sistema hidrogeológico se comporta como aquífero poroso, com níveis potenciométricos subaflorentes, caracterizados pela disposição da drenagem (Cavalcante e Gomes, 2016).

Junto à linha de costa, encontram-se dunas móveis, fixas e semifixas formadas por sedimentos bem selecionados pela dinâmica eólica costeira, formando o Sistema Aquífero Dunas (SAD). Segundo Cavalcante (1998), esse sistema tem poços com vazões médias de 6 m<sup>3</sup>/h e configuram o aquífero de maior potencial hidrogeológico na Região Metropolitana de Fortaleza (RMF). As dunas móveis são classificadas como areias bem selecionadas com granulometria que varia de 0,15 a 0,25 mm. Elas formam a parte mais vulnerável do SAD, que praticamente não tem cobertura pedogenética e tem textura arenosa e de alta condutividade hidráulica

2,5 × 10<sup>-4</sup> m/s (CAGECE, 1987). Limitando essa unidade, encontram-se gerações de dunas mais antigas, nas quais o processo pedogenético se encontra avançado, produzindo coloração avermelhada e, por isso, chamadas de paleodunas. Possui parâmetros hidrogeológicos similares aos do SAD, mas com maior grau de proteção por conta da cobertura pedogenética (Tajra, 2001).

A unidade hidrogeológica formada pelo embasamento cristalino se comporta como aquífero fissural que tem poços com vazões médias em torno de 2 m<sup>3</sup>/h, sendo comum a ocorrência de poços secos (Gomes, 2013). De acordo com Cavalcante (1998), o cristalino na RMF possui baixa vocação aquífera.

O contexto geoambiental do município permite um considerável potencial de infiltração da água subterrânea, por conta do relevo plano a suave-ondulado; apesar disso, as recargas são concentradas, ocorrendo entre março e junho, com pluviosidade média anual 1.591,6 mm, e infiltração efetiva de 463,3 mm/ano (Peixoto, 2016). A densa rede hidrográfica e a quantidade significativa de 48 lagoas e açudes (Prefeitura de Fortaleza, 2015) evidenciam níveis subaflorentes da superfície saturada, variando, entre

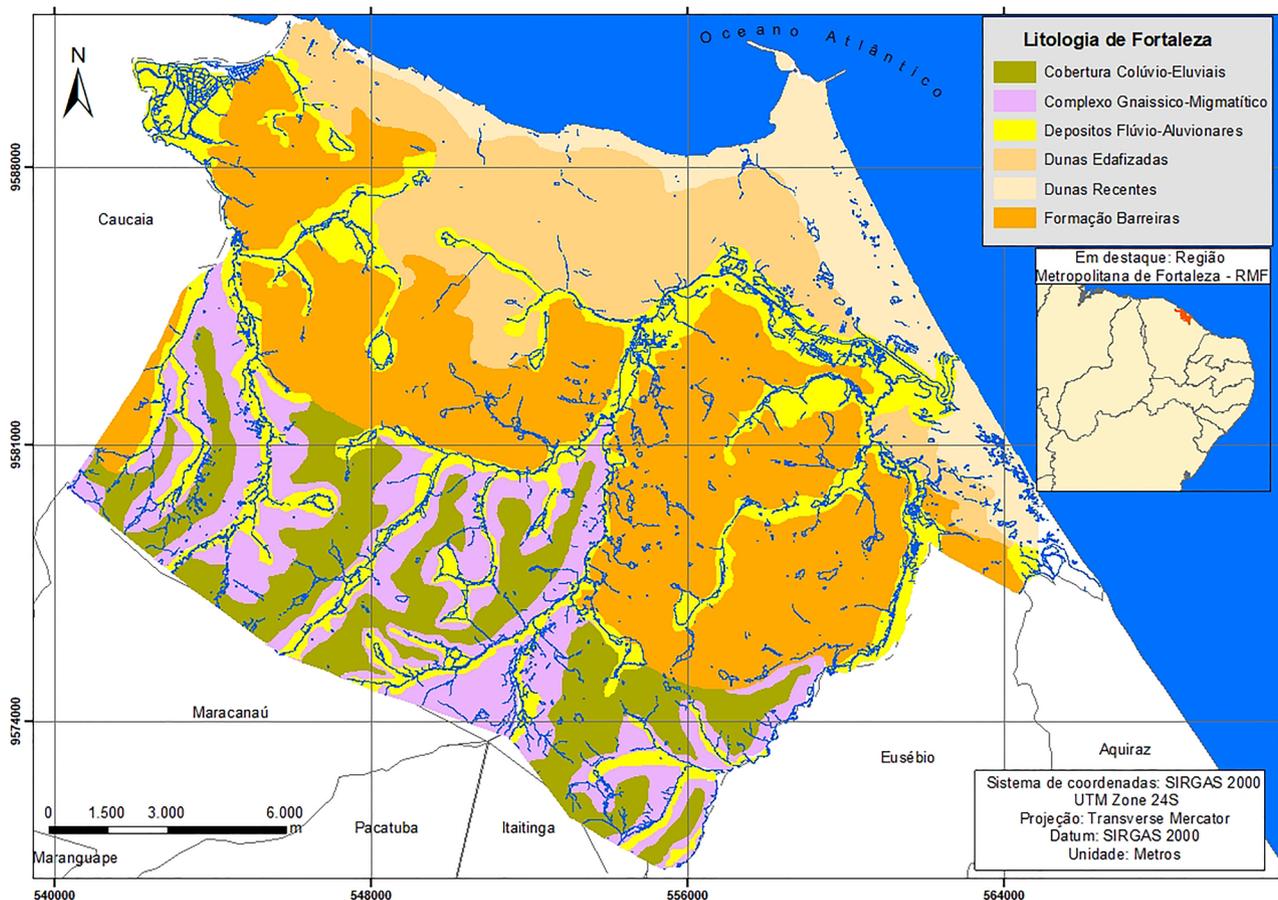


Figura 1. Litologia da área de estudo.

níveis potenciométricos, de 1 a 12 m (Gomes, 2013), o que facilita o acesso por diversos dispositivos de captação, como poços tubulares rasos, médios ou profundos, poços manuais.

**Índice de Vulnerabilidade Aquífera (GOD)**

O índice GOD, elaborado por Foster et al. (2006), foi utilizado considerado mais adequado, pois seus critérios são estritamente intrínsecos ao aquífero. Esse índice varia de 0 a 1, de acordo com um sistema paramétrico baseado nos seguintes indicadores:

- G: Confinamento da água subterrânea;
- O: Litologia e estratigrafia da zona subsaturada;
- D: Profundidade da zona subsaturada.

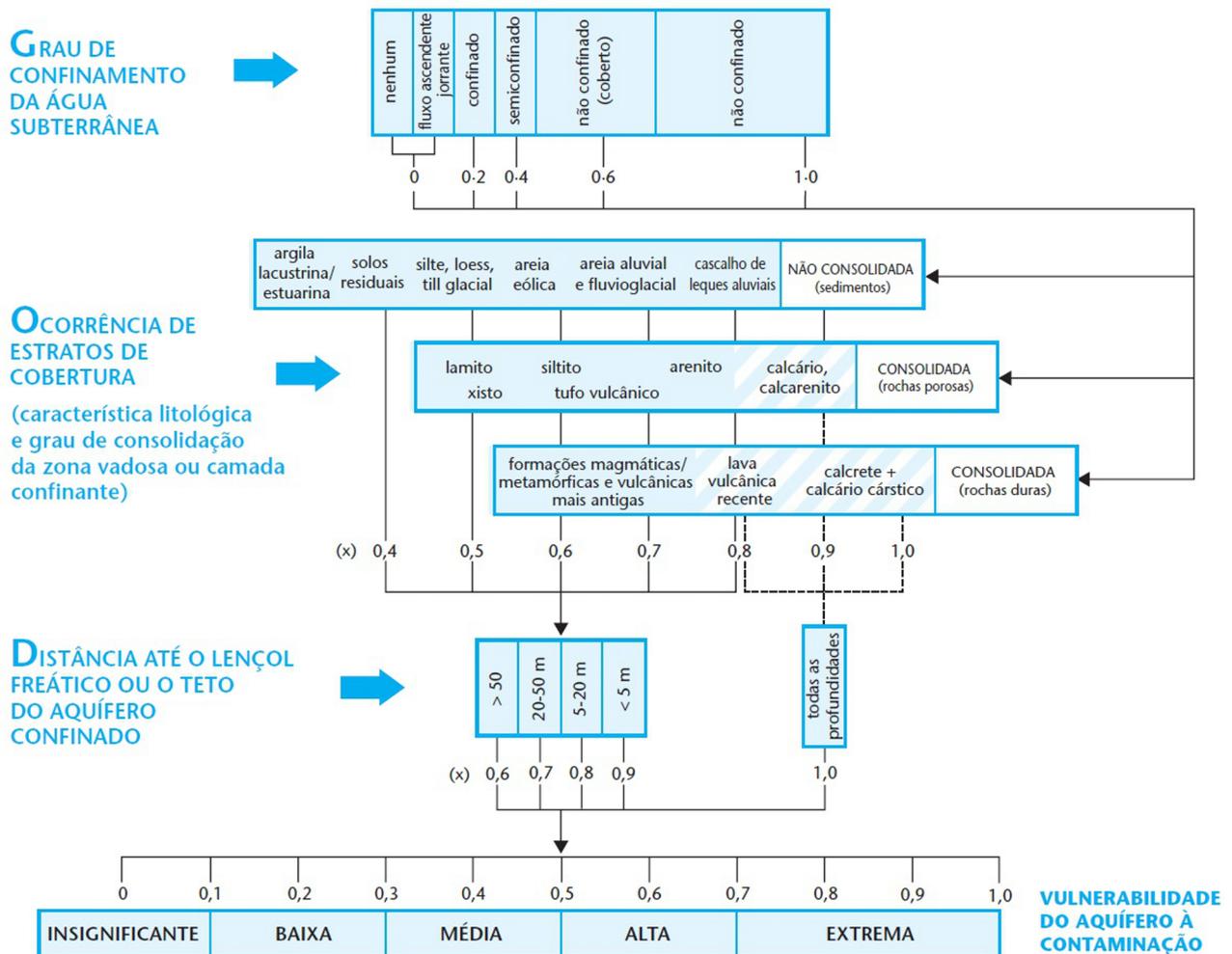
No produto desses valores, quanto mais próximo a 1, maior a vulnerabilidade do meio aquífero.

Os parâmetros foram definidos de acordo com a descrição apresentada na Figura 2.

As unidades hidrogeológicas do município de Fortaleza foram descritas por Tajra (2011) como: Depósitos Flúvio-Aluvionares; Dunas Recentes; Dunas Edafizadas; Cobertura Colúvio-Eluviais; Complexo Gnáissico-Migmatítico; Formação Barreiras.

De acordo com suas características hidrogeológicas da área de estudo, foram atribuídos valores aos atributos G que possui intervalo de 0 a 1 e O que possui intervalo de 0,3 a 0,9 (Tabela 1).

O parâmetro D foi estabelecido por meio do nível estático de 45 poços cadastrados e medidos por Cavalcante e Gomes (2016). Utilizou-se krigagem ordinária para discretização dos dados. De acordo com (Yamamoto e Landim, 2013), esse método interpolador estima localmente a média e caracteriza-se pela condição de não viés no sistema de krigagem. Foi desse modo que o valor adotado para o parâmetro D foi igual a 1.



Fonte: Foster et al. (2006).

**Figura 2.** Índice de vulnerabilidade aquífera.

## Índice de Saneamento Ambiental

O ISA permite sintetizar a condição sanitária do esgotamento, do abastecimento de água e da coleta de resíduos sólidos. O cálculo do ISA, segundo Borges (2008), é formado a partir de três subíndices, referentes ao Índice de Abastecimento de Água (IAA), ao Índice de Esgotamento Sanitário (IES) e ao Índice de Coleta de Lixo (ICL), conforme a Equação 1, e, quanto mais próximo a 1, melhor a qualidade do saneamento.

$$ISA = \frac{IAA + IES + ICL}{3} \quad (1)$$

Em que:

IAA = Índice de Abastecimento de Água;

IES = Índice de Esgotamento Sanitário;

ICL = Índice de Coleta de Lixo.

O abastecimento de água foi avaliado conforme a Equação 2:

$$IAA = \frac{\text{dpp abastecidos por rede geral}}{\text{dpp}} \quad (2)$$

Na qual:

IAA = Índice de Abastecimento de Água;

dpp = domicílios particulares permanentes.

Esse índice avalia o número de dpp abastecidos pela rede geral, que oferece maior segurança hídrica, em comparação aos que não são abastecidos em uma unidade espacial.

O esgotamento sanitário foi avaliado conforme a Equação 3:

$$IES = \frac{\text{dpp esgoto coletado ou tratado} \times \text{fm}}{\text{dpp com sanitário}} \quad (3)$$

Em que:

IES = Índice de Esgotamento Sanitário;

dpp = domicílios particulares permanentes;

fm = fator de minoração, que varia conforme a proporção de domicílios com esgotamento sanitário: se usa (1,0) e se o percentual de lançamentos diretos de esgoto não ultrapassar 10% dos domicílios particulares permanentes com banheiro ou sanitário no setor; (0,8) se o percentual de lançamentos

diretos de esgoto for maior que 10% e menor ou igual a 20% dos domicílios particulares permanentes com banheiro ou sanitário no setor; (0,6) se o percentual de lançamentos diretos de esgoto for maior que 20% e menor ou igual a 50% dos domicílios particulares com banheiro ou sanitário; (0,5) se o percentual de lançamentos diretos de esgoto for maior que 50%.

A coleta de lixo foi avaliada segundo a Equação 4:

$$ICL = \frac{\text{dpp com coleta de lixo}}{\text{dpp}} \quad (4)$$

Na qual:

ICL = Índice de Coleta de Lixo;

dpp = domicílios particulares permanentes.

Esse índice considera, portanto, os dpp com coleta de lixo em comparação ao número total de dpp na área. A identificação dessas áreas permite indicar locais mais propensos ao acúmulo de lixo.

O ISA foi calculado para cada setor censitário no município a partir de dados disponíveis do Censo 2010, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2011). As bases cartográficas dos setores censitários foram adquiridas com o IBGE, em formato *shapefile*. Os dados brutos do Censo 2010 foram extraídos somente para a área de estudo, realizando veiculação do banco de dados discretos em banco de dados espaciais por meio da chave espacial “código do setor censitário” comum tanto nos dados brutos como nas bases cartográficas. Em ambiente SIG foram realizados todos os cálculos das equações anteriormente apresentadas, compondo, assim, um banco de dados geográfico que permitiu análises e produção de mapas temáticos ordenados de forma analítica e sintética.

## Construção do Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea

Para a construção do IRCAS, foram considerados dois diferentes índices que, agregados, permitem a construção de um mapa de síntese (Equação 5):

**Tabela 1.** Valores de parâmetros do Índice de Vulnerabilidade Aquífera (GOD).

Unidades hidrogeológicas	G: Confinamento da água subterrânea	O: Litologia e estratigrafia da zona subsaturada
Depositos Flúvio-Aluvionares	0,8	0,6
Dunas Recentes	1,0	0,7
Dunas Edafizadas	0,8	0,7
Cobertura Colúvio-Eluviais	0,6	0,4
Complexo Gnáissico-Migmatítico	0,6	0,3
Formação Barreiras	0,5	0,7

$$\text{IRCAS} = \frac{\text{GOD} + (1 - \text{ISA})}{2} \quad (5)$$

IRCAS = Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea;

GOD = Índice de Vulnerabilidade Aquífera (Foster et al., 2006);

ISA = Índice de Saneamento Ambiental (Borges, 2008).

Portanto, o IRCAS se propõe a realizar uma composição de índices com o objetivo de identificar áreas de maiores riscos de contaminação da água subterrânea em ambientes urbanos. Para validação da metodologia, foi realizado krigagem ordinária e comparação com a qualidade da água de 212 poços quanto às concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$ . Esses dados secundários levantados por Gomes (2013) são referentes aos anos de 2000 a 2013.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Índice de Vulnerabilidade Aquífera (GOD)

O Índice GOD, por se tratar de um indicador de vulnerabilidade baseado em características intrínsecas ao aquífero,

permite diferenciar graus de vulnerabilidade aquífera específicos, baseado em características inerentes às unidades hidrogeológicas analisadas.

Na área de estudo, foi averiguado que há muita influência da zona saturada por conta dos níveis pouco profundos ou subaflorescentes da água subterrânea. Sendo assim, o nível estático dos poços dificilmente atinge valores maiores que 10 m. Nos aquíferos mais vulneráveis, a contaminação da água subterrânea se localiza na parte mais litorânea do município, identificando uma alta vulnerabilidade aquífera caracterizada pela ocorrência das dunas recentes (Figura 3). Sobretudo em áreas litorâneas, essas unidades hidrogeológicas são as mais vulneráveis, como observa Moura et al. (2016).

As dunas edafizadas são dotadas de cobertura pedológica de maior consistência e permitem mais proteção em comparação com as dunas móveis. Contudo, essas duas unidades possuem características hidrogeológicas muito similares, o que confere também alta vulnerabilidade. Cavalcante e Gomes (2016) consideram as dunas edafizadas e as dunas recentes como a mesma unidade hidrogeológica, tratada neste trabalho como SAD.

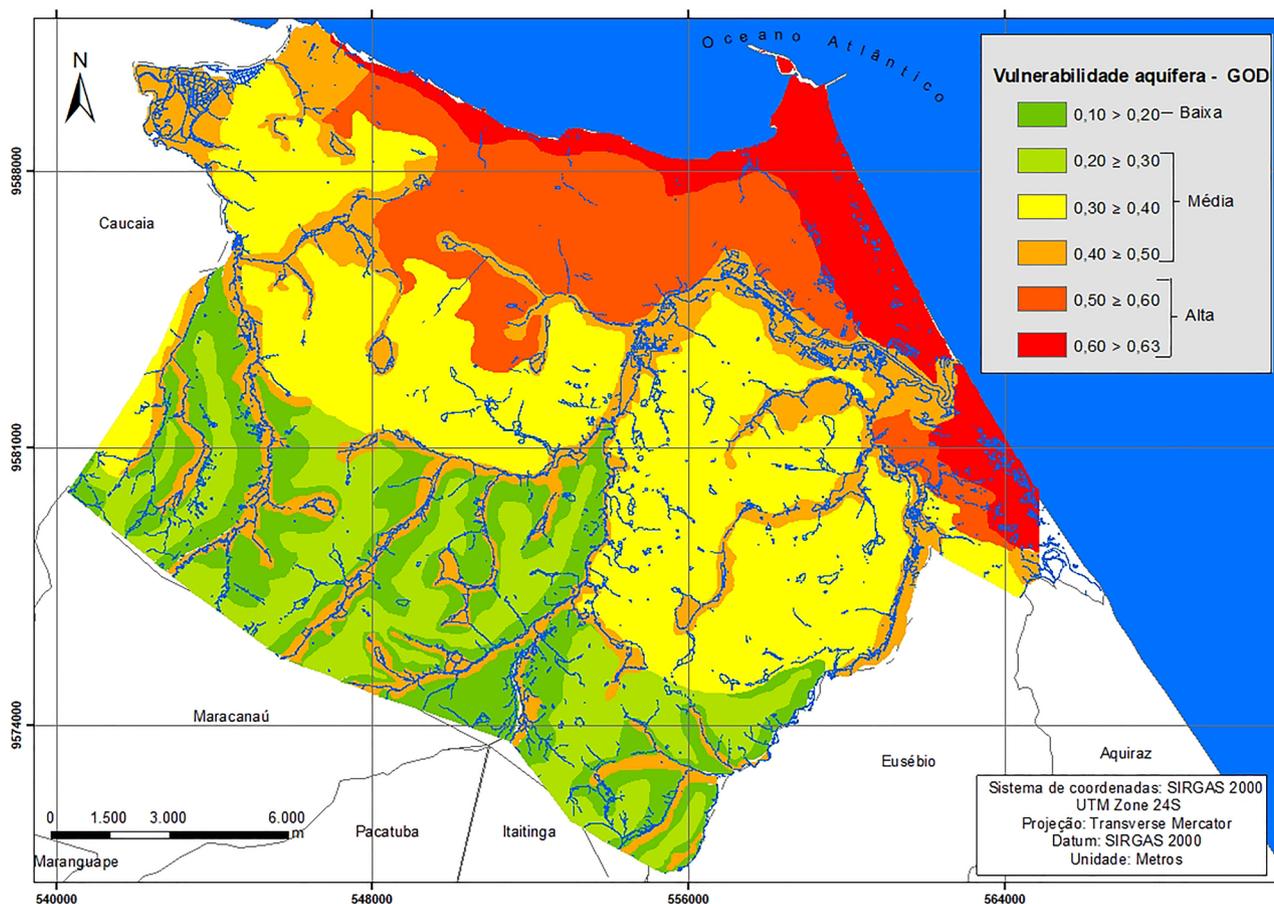


Figura 3. Mapa de vulnerabilidade aquífera.

A Formação Barreiras, que tem níveis areno-silto-argilosos, adquire vulnerabilidade aquífera considerada média. No entanto, devido às variações faciológicas dessa unidade, há níveis mais arenosos em determinados locais que podem facilitar a entrada de contaminantes. Os Depósitos Flúvio-Aluvionares foram identificados como medianamente vulnerável, sobretudo por conta da facilidade do acesso à zona subsaturada e da associação desses depósitos fluviais com ambientes ambientalmente instáveis e dinâmicos. Muhammad et al. (2015), analisando o complexo de depósitos fluviais em Lahore, Paquistão, considera o aquífero aluvial mais superficial como o mais vulnerável, contudo coloca que são necessários estudos mais específicos nessa geologia. Isso porque a generalização poderá gerar erros, além de também ser necessário classificar essa geologia de modo a inserir uma vulnerabilidade considerável, já que há muita complexidade na disposição dos sedimentos trabalhados pela dinâmica fluvial (Al-Amoush, 2010).

O Complexo Gnaiss Migmatítico que forma o sistema hidrogeológico cristalino e os Depósitos Colúvio-eluviais tem vulnerabilidade média a baixa, respectivamente, por

conta de suas características hidrogeológicas fortemente anisotrópicas, todavia, é necessária aplicação de estudos mais detalhados que considerem a natureza fissural do complexo gnaiss migmatítico. Lubianetzky et al. (2015), ao aplicar nova metodologia de vulnerabilidade aquífera, consideraram que as fraturas têm forte peso para o acesso do contaminante à água subterrânea. De todo modo, na área de estudo, não há viabilidade de mapeamento geológico completo, sobretudo pelo alto grau de ocupação na área, dificultando estudos das estruturas, fissuras e fraturas.

### Índice de Saneamento Ambiental

O ISA utilizado demonstra distribuição espacial de risco associado ao saneamento básico, sobretudo, ao que permite identificar a proporção de residências ligadas à rede de esgoto. O ISA foi a variável mais problemática na composição do ISA (Figura 4).

De fato, em áreas urbanas a maior frequência de contaminação tem como principal fonte os efluentes domésticos, sendo o nitrato o contaminante mais comum (Barret

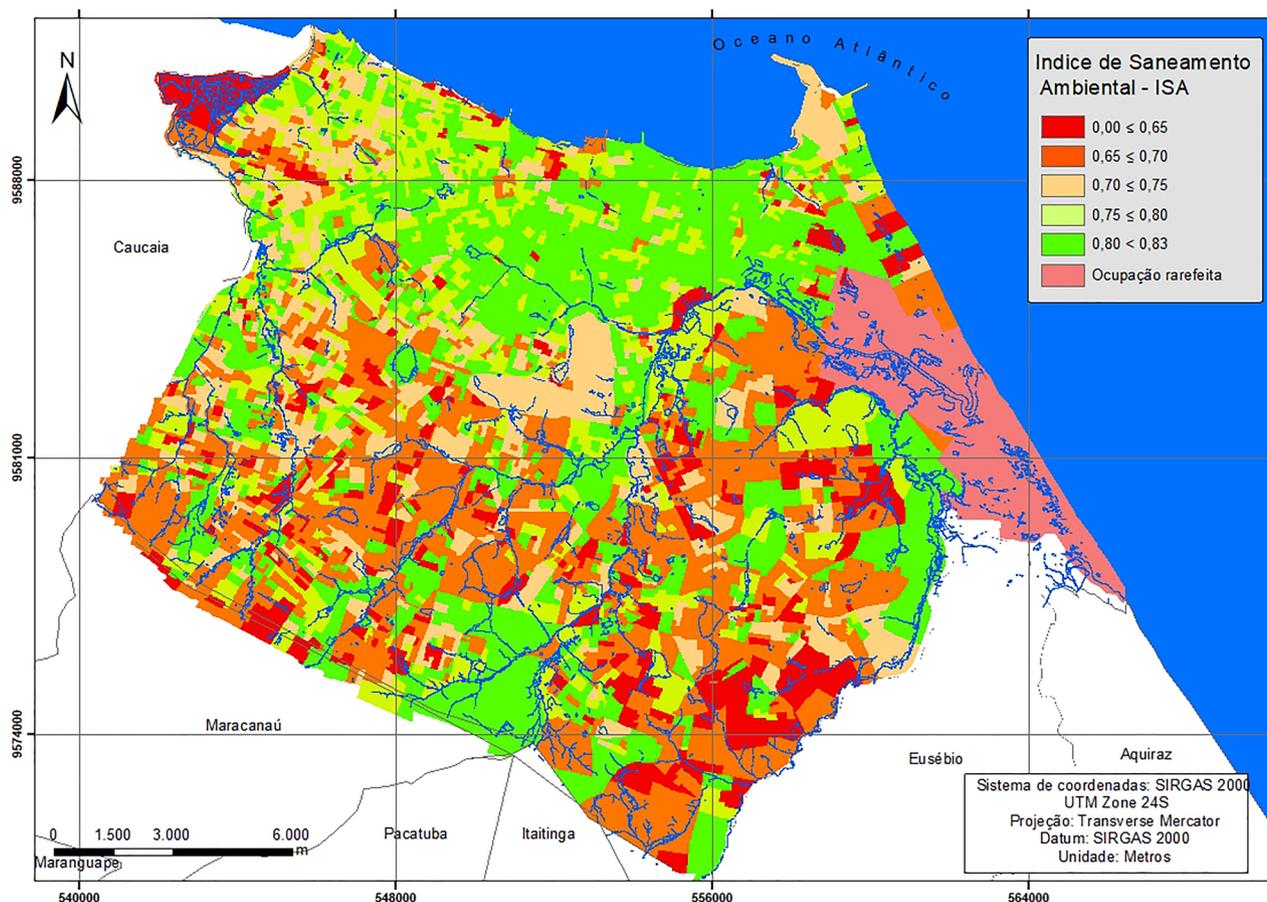


Figura 4. Mapa de valores de Índice de Saneamento Ambiental por setores censitários.

et al., 1999; Foster e Chilton, 2004). Huang et al. (2010) apontam que cerca de 64% do esgoto doméstico é composto de matéria orgânica, o que promove a produção do nitrato. Além disso, este é muito problemático em razão da sua habilidade de se ionizar e não ser removido da água por tratamentos convencionais (Zhao et al., 2012). Assim, ele é um dos principais indicadores para diagnosticar a contaminação por efluentes domésticos.

A maior proporção de setores censitários com valores do ISA menores que 0,7 se encontram em bairros mais periféricos, salvo áreas pouco habitadas, nas quais a concentração de residências não oferece risco de contaminação da água subterrânea de forma geral. Bento (2011), ao aplicar o Índice de Saneamento Básico (ISB) no município de Fortaleza, semelhante ao ISA, averiguou relação geográfica de centro-periferia que abarca a oferta do serviço de saneamento básico. Para ele, esse serviço está atrelado à produção da renda do solo urbano, sendo um fator para a especulação imobiliária no município. Borges (2008) utilizou o ISA atrelado ao Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) para determinar uma condição de risco socioambiental na Bacia do Rio Jaguaribe, na cidade de João Pessoa, e observou correlação positiva entre o ISA e o IDH.

De acordo com o ISA aqui aplicado, há certa regularidade de altos valores, ou seja, boa qualidade de saneamento, em zonas centrais que se localizam, principalmente, no centro-norte da cidade. Nas áreas mais periféricas, há um misto de setores com valores variados. Em zonas pouco ocupadas, como ocorre na parte nordeste do município, não foi realizado o ISA, haja vista que nessas áreas a ocupação é rarefeita, ainda que exista, proporcionalmente, considerável deficiência de saneamento.

### Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea

O IRCAS permitiu identificar de forma paramétrica as áreas de maior risco. Essas regiões estão dispostas principalmente na parte costeira, adentrando à área de maior ocupação central na cidade (Figura 5). Os valores de concentrações de nitrato revelam uma associação com as zonas de alto risco no norte e no noroeste. Os poços que possuem águas que apresentaram maiores concentrações de  $N-NO_3^-$  nessas áreas (18 – 40 mg/L) constituem cerca de 75% (Tabela 2). Por volta de 83% dos poços na zona de médio e alto risco apresentaram níveis de contaminação maiores que 12 mg/L

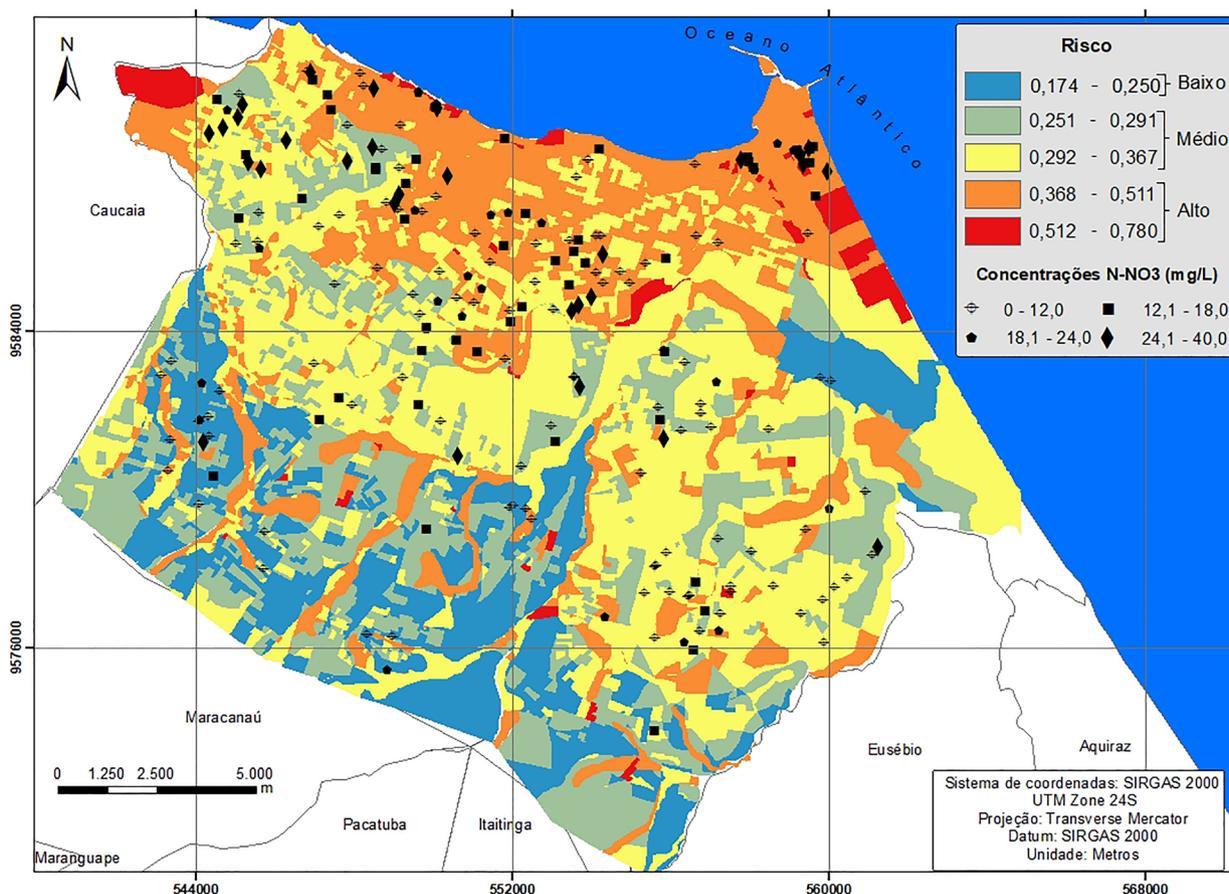


Figura 5. Mapa de risco: Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea.

de  $\text{N-NO}_3^-$ . Nas áreas de médio risco, cerca de 82% dos poços têm águas com concentrações de nitrato entre 0 – 18 mg/L, e nas zonas de baixo e médio risco, 80% dos poços têm entre 0 – 12 mg/L de  $\text{N-NO}_3^-$ . Dos 212 poços, apenas 25,3% (53) tiveram concentrações abaixo de 10 mg/L para  $\text{N-NO}_3^-$ , o que é estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5, de setembro de 2017, do Ministério da Saúde (Brasil, 2017), como limite de consumo para potabilidade. Dessas amostras, 41% estão na zona de baixo risco, isso identifica que o IRCAS é mais efetivo quando atribui o valor limite de 12 mg/L e que a contaminação da água subterrânea pode ocorrer sem que haja um risco previsto pelo índice, entretanto graus de contaminação maiores que 12 mg/L têm resposta satisfatória do índice.

O risco, de forma geral, permitiu identificar as áreas mais prováveis de contaminação, bem como indicar, de acordo o ISA, áreas prioritárias para medidas sanitárias corretivas e preventivas para minimização dos riscos. A inserção de fatores para avaliar o risco vem sendo trabalhada em diversas metodologias de vulnerabilidade aquífera. Kazakis e Voudouris (2015), ao aplicarem a metodologia DRASTIC na bacia hidrográfica do Anthemountas, Grécia, consideram que há baixa eficiência dessa metodologia para avaliação do risco de contaminação por nitrato. Assim, eles incluem na metodologia um fator de perda de nitrogênio no solo, aumentando substancialmente a precisão para  $r = 0,7$ , na correlação de Pearson. A aplicação da metodologia Rainfall and Time travel (RTt), criada por Oke et al. (2016), que se baseia em dados de quantidade e frequência das chuvas e do tempo correspondente da infiltração até a recarga efetiva do aquífero para classificar a vulnerabilidade aquífera, mostrou-se com as mesmas limitações do DASTIC na Bacia do Rio Dohomey em aquíferos intersticiais (Oke et al., 2016). Tentando determinar zonas de proteção contra contaminação por nitrato na Bacia do Rio Choushui, Taiwan, Jang e Chen (2015) produziram um índice baseado na integração entre resultados de regressão logística e indicadores de krigagem, com a metodologia de vulnerabilidade chamada sIKlpm, utilizada para definir zonas de

proteção baseadas em indicador de krigagem univariada atrelada à regressão logística a partir de dados das médias das sondagens mais representativas. Contudo, apesar da proposta de apresentar o risco, esse estudo não utiliza parâmetros intrínsecos ao aquífero para avaliar a vulnerabilidade e não utiliza variáveis de uso e ocupação do solo para avaliação do risco.

A irregularidade na distribuição dos poços não permitiu ajustes mais precisos da eficiência do IRCAS, no entanto é possível apontar que houve resposta satisfatória, considerando a limitação e as poucas amostras em áreas consideradas de risco crítico. O zoneamento dos valores de concentração de nitrato demonstrou associação com as áreas de maior risco, sobretudo norte e centro-noroeste da área (Figura 6). Aponta-se que em áreas com eficiência no saneamento ambiental (centro-norte) ainda há risco alto, pois nesse setor o fator natural da vulnerabilidade aquífera é preponderante para a contaminação. Áreas de alto risco precisam ser mais bem amostradas e avaliadas em estudos de maior detalhe, sobretudo em comunidades com ocupações irregulares e altos valores de contaminação ligados a efluentes domésticos.

Há necessidade de maior acompanhamento da qualidade da água nessas áreas e medidas corretivas quanto ao saneamento. Aplicar a combinação entre a vulnerabilidade e o uso do solo na cidade delimita zonas de graus diferenciados de risco e subsidia planos estratégicos de atuação do poder público (Zhang et al., 2016).

## CONCLUSÃO

O IRCAS permitiu identificar áreas mais susceptíveis à contaminação, relacionando a vulnerabilidade aquífera por meio do índice GOD a aspectos sanitários. A ligação entre esses elementos resultou no mapa de risco que sintetizou a condição natural de proteção das águas aliada à disponibilidade de efluentes contaminantes e associada à má qualidade do saneamento ambiental. O IRCAS ainda se mostrou eficiente com relação à distribuição de amostras de contaminação de água subterrânea por nitrato, apesar de ter sido mais preciso em concentrações acima de 12 mg/L. A validação do índice com dados secundários de diferentes datas prejudicou a investigação da real eficiência do IRCAS. Assim, considera-se averiguar sua eficiência por meio de dados primários e em escalas de maior detalhe em trabalhos futuros, no entanto foi possível apontar áreas prioritárias para ações corretivas de uso e ocupação do solo, como, por exemplo, a expansão da rede de esgotamento e a intensificação de vigilância quanto aos esgotos clandestinos. A metodologia aplicada permite uma melhor forma de planejar dos recursos hídricos subterrâneos com o ordenamento urbano territorial.

**Tabela 2.** Número de poços e concentrações de nitrato por grau de risco.

Risco					
$\text{N-NO}_3^-$ (mg/L)	Baixo	Médio	Alto	Total	Total (%)
0 – 12,0	44	36	14	94	44
12,0 ≥ 18,0	6	26	17	49	23
18,0 ≥ 24,0	2	6	30	38	18
> 24,0	3	6	22	31	15
Total	55	74	83	212	100

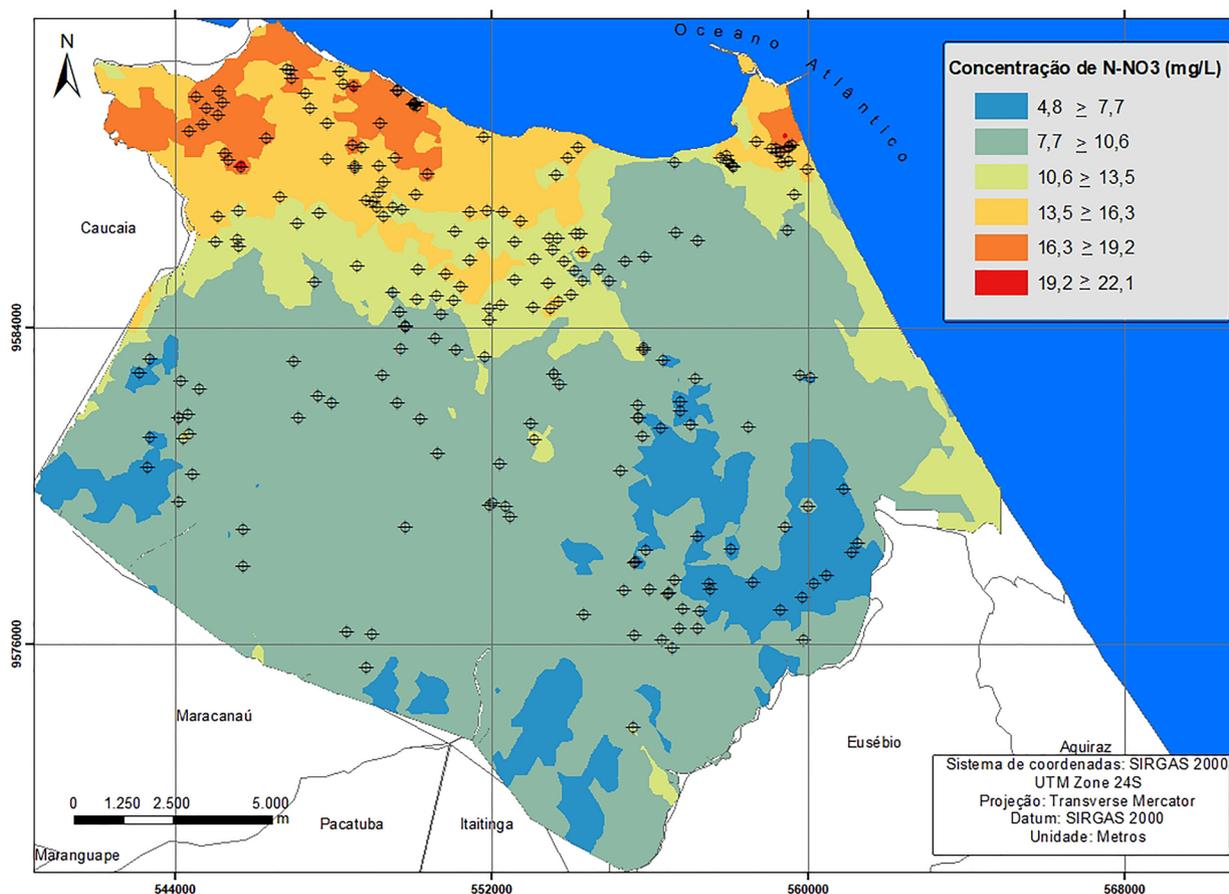


Figura 6. Zoneamento de concentração de nitrato (N-NO<sub>3</sub>).

## REFERÊNCIAS

- Al-Amoush, H., Hammouri, N. A., Zunic, F., Salameh, E. (2010). Intrinsic Vulnerability Assessment for the Alluvial Aquifer in the Northern Part of Jordan Valley. *Water Resources Management*, 24(13), 3461-3485. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9615-y>
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, R., Hackett, G. (1997). *DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution in potential using hydrogeologic settings*. Washington, D.C.: Environment Protection Agency.
- Araújo, K. V., Cavalcante, I. N., Oliveira, R. M., Peixoto, F. S., Lima Neto, I. O. (2017). Vulnerabilidade Natural e Perigo de Contaminação do Sistema Aquífero Dunas na Região Norte do Município de Aquiraz - Ceará. *Revista do Instituto Geológico*, 38(2), 37-48. <https://doi.org/10.5935/0100-929X.20170008>
- Aubre, F. (1992). Développement d'une nouvelle méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec. *Mémoire de maîtrise*. Québec: École des Gradués, Université Laval, Faculté des Sciences et Génie. 249 p.
- Banana, E., Chikoti, P., Harawa, C., MacGranahan, G., Mitlin, D., Stephen, S., Shermbrucker, N., Shumba, F., Walnycki, A. (2015). Sharing reflections on inclusive sanitation. *Environmental & Urbanization*, 27(1), 19-34. <https://doi.org/10.1177/0956247815569702>
- Barret, M. H., Hiscock, K. M., Pedley, S., Lerner, D. N., Tellam, J. H., French, M. J. (1999). Maker Species for Identifying Urban Groundwater Recharge Sources: a review and case study in Nottingham, UK. *Water Resource*, 33(14), 3083-3097. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00021-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00021-4)
- Bento, V. R. S. (2011). *Centro e periferia em Fortaleza sob a ótica das disparidades da infraestrutura do saneamento básico*. Dissertação (Mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências e Tecnologia – UECE.
- Borges, U. N. (2008). *Análises de riscos potenciais de degradação ambiental em bacias hidrográficas urbanas com o apoio de tecnologias de baixo custo*. Dissertação (Mestrado). Recife: Cento de Tecnologia e Geociências – UFPE.

- Boughriba, M., Barkaoui, A., Zarhloule, Y., Lahmer, Z., El Houadi, B., Verdoya, M. (2010). Groundwater vulnerability and risk mapping of the Angad transboundary aquifer using DRASTIC index method in GIS environment. *Arabian Journal of Geosciences*, 3(2), 207-220. <https://doi.org/10.1007/s12517-009-0072-y>
- Brandão, R. L. (1998). *Diagnóstico geoambiental e os principais problemas de ocupação do meio físico da Região Metropolitana de Fortaleza. Sistema de Informações para Gestão e Administração Territorial da Região Metropolitana de Fortaleza – Projeto SINFOR*. Fortaleza: CPRM.
- Brasil. (2017). Ministério da Saúde. *Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde*. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Disponível em: <[http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005\\_03\\_10\\_2017.html](http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html)>. Acesso em: 20 jan. 2019.
- Cavalcante, I. N. (1998). *Fundamentos hidrogeológicos para a gestão integrada de recursos hídricos na região metropolitana de Fortaleza, Estado do Ceará*. Tese (Doutorado). São Paulo: Instituto de Geociências – USP. <https://doi.org/10.11606/T.44.1998.tde-12112015-140423>
- Cavalcante, I. N., Gomes, M. C. R. (2011). As águas subterrâneas no Ceará: ocorrências e potencialidades. In: C. N. Medeiros, D. D. Gomes, E. L. S. Albuquerque, M. L. B. Cruz (Eds.), *Os Recursos Hídricos do Ceará: integração, gestão e potencialidades*. Fortaleza: IPECE. Disponível em: <<http://projects.mcrit.com/ceara/index.php/estudos-de-degradacao-ambiental/estudo-de-degradacao/118-os-recursos-hidricos-do-ceara-integracao-gestao-e-potencialidades>>. Acesso em: 22 jun. 2018.
- Civita, M. (1990). La valutazione della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento Assessment of aquifer vulnerability to contamination. *1<sup>st</sup> Convegno Nazionale Protezione e Gestione delle Acque Sotterranee: Metodologie, Techologie e Obiettivi*, n. 3, 39-86. *Anais...* Marano Sul Panaro.
- Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE). (1987). *Captação de Abreulândia: dados operacionais e de desempenho*. Relatório final. Ceará: CAGECE.
- European Commission. (2008). *Groundwater protection in Europe*. European Commission, DG for Environment, Brussels (BE). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. <https://doi.org/10.2779/84304>
- Foster, S. S. D., Chilton, O. J. (2004). Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 12(1), 115-120. <https://doi.org/10.1007/s10040-003-0296-y>
- Foster, S. S. D., Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M., Paris, M. (2006). *Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais*. Washington, D.C.: Banco Mundial. Disponível em: <[http://siteresources.worldbank.org/INTWRD/Resources/336486-1175813625542/GroundwaterQualityProtectionGuide\\_Portuguese.pdf](http://siteresources.worldbank.org/INTWRD/Resources/336486-1175813625542/GroundwaterQualityProtectionGuide_Portuguese.pdf)>. Acesso em: 20 jan. 2019.
- Freeze, R. A., Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. New Jersey: Printed Hall. 624 p.
- Gomes, M. C. R. (2013). *Análise situacional qualitativa sobre as águas subterrâneas de Fortaleza, Ceará – Brasil como subsídio a gestão dos recursos hídricos*. Tese (Doutorado). Fortaleza: Centro de Ciências – UFC.
- Huang, M., Li, Y., Gu, G. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater. *Desalination*, 262(1-3), 36-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.037>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2011). *Censo demográfico 2010: características da população e dos domicílios: resultados do universo*. Rio de Janeiro: IBGE. 1 CD-ROM. Disponível em: <[https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/93/cd\\_2010\\_caracteristicas\\_populacao\\_domicilios.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/93/cd_2010_caracteristicas_populacao_domicilios.pdf)>. Acesso em: 12 fev. 2018.
- Jang, C., Chen, S. (2015). Integrating indicator-based geostatistical estimation and aquifer vulnerability of nitrate-N for establishing groundwater protection zones. *Journal of Hydrology*, 523, 441-451. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.01.077>
- Kattaa, B., Al-Fares, W., Charideh, A. R. (2010). Groundwater vulnerability assessment for the Banyas Catchment of the Syrian coastal area using GIS and the RISKE method. *Journal of Environmental Management*, 91(5), 1103-1110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.12.008>
- Kazakis, N., Voudouris, K. S. (2015). Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: Modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. *Journal of Hydrology*, 525, 13-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.035>
- Li, Y., Li, J., Chen, S., Diao, W. (2012). Establishing indices for groundwater contamination risk assessment in the vicinity of hazardous waste landfills in China. *Environmental Pollution*, 165, 77-90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.042>

- Lubianetzky, T. A., Dickson, S. E., Guo, Y. (2015). Proposed method: incorporation of fractured rock in aquifer vulnerability assessments. *Environmental Earth Sciences*, 74(6), 4813-4825. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-4471-y>
- Moura, P., Sabadia, J. A. B., Cavalcante, I. N. (2016). Mapeamento de Vulnerabilidade dos Aquíferos Dunas, Barreiras e Fissural na Porção Norte do Complexo Industrial e Portuário do Pecém, Estado do Ceará. *Geociências*, 35(2), 77-89.
- Muhammad, A. M., Zhonghua, T., Dawood, A. S., Earl, B. (2015). Evaluation of local groundwater vulnerability based on DRASTIC index method in Lahore, Pakistan. *Geophysical International*, 54(1), 67-81. <https://doi.org/10.1016/j.gi.2015.04.003>
- Murat, V. (2000). *Étude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères à la pollution application aux aquifères granulaires du Piémont Laurentien*. Dissertação (Mestrado). Québec: Geociência – UQ.
- Narain, S. (2012). Sanitation for All. *Nature*, 486, 185. <https://doi.org/10.1038/486185a>
- Nobre, R. C. M., Rotunno Filho, O. C., Mansur, W. J., Nobre, M. M. M., Cosenza, C. A. N. (2007). Groundwater vulnerability and risk mapping using GIS, modeling and a fuzzy logic tool. *Journal of Contaminant Hydrology*, 94(3-4), 277-292. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.07.008>
- Oke, S. A., Vermeulen, D., Gomo, M. (2016). Aquifer vulnerability assessment of the Dahomey Basin using the RTt method. *Environmental Earth Sciences*, 75, 964. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5792-1>
- Oliveira, M. R. B. (2013). *O crescimento urbano e o risco à poluição das águas subterrâneas freáticas no entorno da lagoa da Parangaba, Fortaleza – Ceará*. Dissertação (Mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências – UFC.
- Peixoto, F. S. (2016). *Efeitos do uso e ocupação do solo nas águas subterrâneas a sudeste do Município de Fortaleza – Ceará*. Dissertação (Mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências – UFC.
- Pereira Júnior, L. C., Soares, H. L. T., Castro, S. S. (2015). Vulnerabilidade natural e risco de contaminação do aquífero Bauru no município de Rio Verde – GO. *Águas Subterrâneas*, 29(2), 129-145. <https://doi.org/10.14295/ras.v29i2.27947>
- Pinheiro, R. J. B., Ruber, A. C. C., Nummer, A. V., Silva, J. L. S. (2015). Aplicação dos Métodos GOD e POSH para determinação da vulnerabilidade e perigo à contaminação dos aquíferos na cidade de Santa Maria-RS. *REGA*, 12(2), 61-79. <https://doi.org/10.21168/rega.v12n2.p61-79>
- Pizzol, L., Critto, A., Giubilato, E., Marcomini, A. (2015). Risk-based prioritization methodology for the classification of groundwater pollution sources. *Science of the Total Environment*, 506-507, 505-517. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.014>
- Prefeitura de Fortaleza. (2015). *Fortaleza 2040*. 2ª ed. Fortaleza: Iplanfor.
- Tajra, A. A. (2001). *Aspectos técnico-construtivos dos poços tubulares e a legislação pertinente. Área Piloto de Fortaleza-Ceará*. Dissertação (Mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências – UFC.
- United States Environment Protection Agency (USEPA). (1993). *A review of methods for assessing aquifer sensitivity and ground water vulnerability to pesticide contamination*. Estados Unidos: USEPA, office of water.
- Vrba, J., Zaporozec, A. (1994). *Guidebook on mapping groundwater vulnerability*. Hannover: H. Heise.
- Yamamoto, J. K., Landim, P. M. B. (2013). *Geoestatística: conceitos e aplicações*, 1. ed. São Paulo: Oficina de textos.
- Zhang, B., Li, G., Cheng, P., Jim Yeh, T., Hong, M. (2016). Landfill Risk Assessment on Groundwater Based on Vulnerability and Pollution Index. *Water Resources Management*, 30(4), 1465-1480. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-016-1233-x>
- Zhao, Y., Zhang, B., Feng, C., Huang, F., Zhang, P., Zhang, Z., Yang, Y., Sugiura, N. (2012). Behavior of autotrophic denitrification and heterotrophic denitrification in a intensified biofilm-electrode reactor for nitrate-contaminated drinking water treatment. *Bioresource Technology*, 107, 159-165. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.12.118>