

RISCO DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA EM UMA SUB-BACIA URBANA

<https://doi.org/10.4215/rm2020.e19013>

Filipe da Silva Peixoto ^{a*}

(a) Dr. em Geologia. Professor da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (UERN), Mossoró (RN), Brasil.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5409-3001>. LATTES: <http://lattes.cnpq.br/5905976485635222>.

Article history:

Received 06 July, 2019

Accepted 09 April, 2020

Publisher 15 June, 2020

(*) CORRESPONDING AUTHOR

Address: UERN. Av. Prof. Antônio Campos, s/n. CEP 59610-210, Mossoró (RN) Brasil.

E-mail: fpeixoto10ufc@gmail.com

Resumo

A contaminação da água subterrânea inflige variados riscos à sociedade, promovendo aumento de casos de doenças, além de diminuir a disponibilidade hídrica e degradar os aquíferos, que são estratégicos para a sustentabilidade hídrica da sociedade. O objetivo desse trabalho foi aplicar o Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea – IRCAS, identificando sua eficiência na indicação/predição de contaminação da água subterrânea em uma sub-bacia urbana na cidade de Fortaleza/Brasil. Para isso, foi aplicado o modelo de vulnerabilidade aquífera GOD, para determinar a susceptibilidade natural, e então combinar com o Índice de Saneamento Ambiental – ISA para realizar o IRCAS. Para identificar a eficiência do modelo foram realizadas 2 campanhas de campo, uma no final do período chuvoso em julho e outra no período seco em novembro, para analisar parâmetros físicos e químicos da água subterrânea coletada dos poços. O parâmetro mais problemático em termos de contaminação foi o nitrato, que apresentou 53 e 46% das amostras fora dos padrões de potabilidade para período chuvoso e período seco, respectivamente. A análise de variância - ANOVA apresentou que o modelo possui eficiência de explicar 61 e 54% da variância contaminação por nitrato para período chuvoso e período seco, respectivamente.

Palavras-chave: Vulnerabilidade aquífera, Conservação e proteção das águas, Águas Urbanas, Aquíferos urbanos.

Abstract / Resumen

GROUNDWATER CONTAMINATION RISK IN URBAN WATERSHED

Groundwater contamination cause different risks to society, promoting rise of the disease's cases, in addition to reduce the hydric disponible and to degrade the aquifers, that are strategic reservoir to hydric sustainability of society. Therefore, this study was aimed to applies the groundwater contamination risk index – IRCAS, identifying they efficiency in indication/prediction of water contamination in a urban watershed on Fortaleza City/Brazil. For this, we applied the vulnerability aquiifer model GOD to set natural susceptibility and to match environment sanitation index – ISA for to produce the IRCAS. For identify the efficiency this model, we accomplish 2 field campaign, one at the end of the rainy season (July), and other in dry season (November), to analyzed physics and chemistry parameters of groundwater collected of the wells. The major contamination was caused to nitrate, that presented 53 and 46% of the sample out of potability standard on rainy and dry period, respectively. The variance analyses – ANOVA report model efficiency of 61 and 54% of explication of the nitrate contamination variance for on rainy and dry period, respectively.

Keywords: Aquifer vulnerability, Water protection and conservation, Urban waters, Urban aquiifer.

MAPEO DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN DE AGUAS SUBTERRÁNEAS EN UNA SUBCUENCA URBANA

La contaminación de las aguas subterráneas causa diferentes riesgos para la sociedad, promoviendo el aumento de los casos de enfermedades, además de reducir la disponibilidad hídrica y degradar los aquíferos, que son un reservorio estratégico para la sostenibilidad hídrica de la sociedad. Por lo tanto, es importante La contaminación del agua subterráneo inflige varios riesgos en la sociedad, promoviendo el aumento de casos de enfermedades, más allá de disminuir la disponibilidad hídrica y degradar los aquíferos, que son estratégicos para la sustentabilidad hídrica de la sociedad. El objetivo de este trabajo fue aplicar el Índice de Riesgo de Contaminación del Agua Subterráneo – IRCAS, identificando su eficiencia en la indicación/ predicción de contaminación del agua subterráneo en una subcuenca urbana en la ciudad de Fortaleza/ Brasil. Para eso, fue aplicado el modelo de vulnerabilidad aquífero GOD, para determinar la susceptibilidad natural, y entonces, combinar con el Índice de Saneamiento Ambiental – ISA para realizar el IRCAS. Para realizar la eficiencia del modelo, se realizaron dos investigaciones de campo, uno en el final del período lluvioso en julio y otro en el período seco en noviembre para poder analizar los parámetros físicos y químicos del agua subterráneo colectados en las pozas. El parámetro más problemático en termino de contaminación fue el nitrato, que presentó 53 y 46% de las muestras fuera de los padrones de potabilidad para el período lluvioso y seco respectivamente. El análisis de varianza – ANOVA mostró que el modelo posee eficiencia de explicar 61 y 54% de la varianza de contaminación por el nitrato para el período lluvioso y seco respectivamente.

Palabras-clave: Vulnerabilidad de aquífero, Conservación y protección de las aguas, Aguas urbanas, Aquíferos urbanos.

INTRODUÇÃO

Os aquíferos localizados sob as cidades possuem uma problemática reconhecidamente complexa. Existe uma carga poluente considerável a ser incorporada nas águas subterrâneas e isso pode causar a contaminação e inviabilidade do uso desse recurso. Schirmer, Leschik e Musolf (2013) afirmam que “é necessário relacionar melhor as características da cidade aos problemas ambientais relativos à água com base em abordagens metodológicas comparáveis” (p.289). Ademais, condições de uso e ocupação do solo, além da qualidade sanitária, devem ser melhor investigadas quanto a sua influência na qualidade da água, buscando entender os mecanismos de contaminação, promovendo subsídios para conservação dos aquíferos urbanos.

A problemática das bacias hidrográficas urbanas envolve a complexidade socioambiental de ocupação e demanda por espaço para usos inerente às cidades. As águas subterrâneas nessas bacias, sobretudo em aquíferos porosos, possuem notável integração com as águas superficiais e sofrem influência da falta de esgotamento sanitário que está ligada aos riscos de contaminação (PEIXOTO e SILVEIRA, 2017).

A sociedade do risco apontada por Giddens (2002) é uma consequência da reflexividade (a sociedade produzindo a maioria dos seus próprios riscos). Segundo Porto-Gonçalves (2017) isso introduziu uma perspectiva nova ao desafio ambiental, pois os riscos são particularmente derivados das intervenções dos sistemas técnicos-científicos. Entende-se, de acordo com a proposição de Veyret (2007) que o risco natural é o resultado da relação entre o meio natural e os processos negativos agravados pela influência humana através da ocupação de territórios, ou seja. O risco, pode assim ser entendido como a probabilidade de impacto socioambiental em função das características e dinâmicas geoambientais. Devido à fragilidade do ambiente o risco ou perigo, consagrado na literatura estrangeira como Hazard, são potencializados pela atuação/interferência da sociedade no sistema natural (PEIXOTO, RODRIGUES e ALBUQUERQUE, 2019). Desse modo é necessário cartografar os riscos ambientais setoriais ou generalizados, a fim de minimizar e prevenir os impactos socioambientais. Mendonça coloca que:

Os atributos utilizados para a obtenção da cartografia de risco podem ser muito variados, como por exemplo: hidroclimatológicos (magnitude e frequência de chuvas, fenômenos climáticos como El Niño), hidrológicos (hidráulica fluvial, ou correntes geradas por ondas e marés) geológico-geomorfológico (substrato geológico, morfometria da bacia de drenagem, solo e cobertura vegetal), em associação com atributos antrópicos (uso e ocupação, presença de medidas estruturais etc.) (MENDONÇA, 2004, p. 142).

Dois conjuntos de variáveis são essenciais para entender os mecanismos de contaminação da água subterrânea. Primeiro, a fragilidade intrínseca dos aquíferos, suas características geológicas e hidráulicas, e segundo os tipos de uso da terra e geração de resíduos capazes de provocar mudança de atributos físicos, químicos, bacteriológicos ou radiológicos que tornem a água uma substância patogênica.

No que se refere à vulnerabilidade aquífera, entende-se nesse trabalho como fragilidade intrínseca do aquífero. Contudo foi optado por utilizar o termo clássico (Vulnerabilidade) por conta do seu uso generalizado nas geociências. Assim, os chamados métodos de vulnerabilidade aquífera como GOD, criado por Foster et al. (2006) e DRASTIC, desenvolvido por Aller et al., (1987), possuem objetivo de cartografar a fragilidade do aquífero em função da dinâmica e interação dos atributos naturais.

Tratando-se do meio urbano, somente atributos naturais não respondem satisfatoriamente o risco de contaminação da água. Isso porque nas bacias urbanas há relações espaciais de cunho eminentemente social, isso inclui os fixos ou estruturas físicas de uso e cobertura do solo, além da ausência de serviços urbanos adequados à salubridade da população, que deve ser melhor estudada quanto ao efeito na qualidade da água (PEIXOTO e SILVEIRA, 2017).

Existe uma lacuna nos modelos de mapeamento de risco de contaminação da água subterrânea no meio urbano. O modelo POSH - pollutant origin surcharge hydraulically, criado por Foster et al. (2006) se baseia no potencial de contaminação e geração de efluente da fonte contaminante, tendo em conta 2 variáveis, a cobertura da rede do esgotamento sanitário e a densidade demográfica. O POSH vem sendo bastante utilizado nas áreas urbanas, em associação com o método GOD, como se observa em Cutrim e

Campus (2010), Pinheiro (2015), Araújo et al., (2017). Além de Meneses et al. (2011) que sobrepueram o modelo DRASTIC à expansão física da cidade de João Pessoa sobre áreas de diferentes graus de vulnerabilidade aquífera. Faye et al., (2004) ao aplicar o método DRASTIC em uma área periurbana na cidade de Dakar/Senegal, identificaram que a contaminação por nitrato é maior nas áreas mais vulneráveis, isso por conta da alta densidade de fontes difusas de efluentes domésticos.

A limitação do modelo POSH é o subdimensionamento das variáveis sanitárias, quando o mesmo leva em conta a taxa de cobertura e não o acesso ao serviço. Como demonstraram Peixoto et al. (2017) a falta de acesso ao serviço de esgotamento sanitário, mesmo quando há disponibilidade do serviço, é uma das causas da grande quantidade de fossas sépticas e rudimentares na área urbana. A densidade desses dispositivos tem causado grande contaminação na água subterrânea, sobretudo de nitrato em grandes metrópoles, como foi evidenciado por Barret et al. (1999), Lerner e Yang (2000), Foster e Chilton (2004), Manny, Atmaja e Putra (2016), Peixoto (2017) e Tubal et al. (2017).

O Índice de Risco de Contaminação da Água Subterrânea - IRCAS, desenvolvido por Peixoto e Cavalcante (2019), possui o diferencial de considerar o acesso não somente ao serviço da água de coleta de esgoto, mas também o de coleta de lixo e de abastecimento de água. Este último é um indicador da possibilidade de a população consumir a água proveniente de fontes subterrâneas. O modelo propõe a construção de um mapa síntese que agrega maior precisão e melhor interpretação dos resultados do que a sobreposição de mapas. O modelo serve de suporte a tomada de decisão para conservação dos aquíferos urbanos, buscando indicar as áreas de maior risco à contaminação

A importância de se estudar essa realidade se deve a necessidade de entendimento da relação sociedade-natureza que possui o potencial de explicar a segregação socioespacial da oferta de serviços básicos na cidade e a contaminação da água subterrânea. Nesse contexto, o objetivo desse trabalho é investigar se o IRCAS possui eficiência na identificação/predição da contaminação de aquíferos em uma sub-bacia urbana na cidade de Fortaleza.

MATERIAIS E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

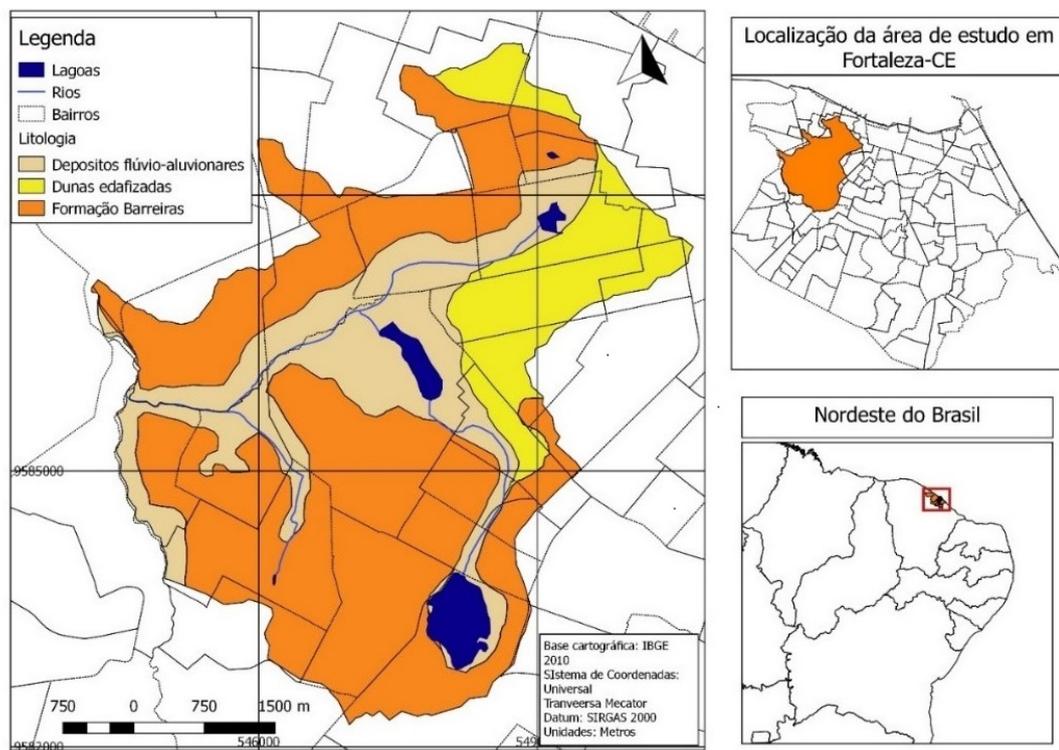


Figura 1 – unidades litológicas da área de estudo

O estudo foi realizado em uma bacia hidrográfica urbana, com 24,5 km², inserida no oeste da cidade de Fortaleza, no Estado do Ceará, Nordeste brasileiro (Figura 1). Fortaleza é a quinta cidade mais populosa do Brasil com cerca de 2.669.000 hab (IBGE, 2019). O clima é classificado como Tropical apresentando Verão Seco (ALVARES et al, 2014). A temperatura média anual é 27°C, com máximas de 32°C, e as chuvas se concentram no intervalo de fevereiro a junho, totalizando 1.500 mm/ano, mas a evapotranspiração potencial é de 2.300 mm/ano, ocasionando um balanço hídrico climático negativo (CEARÁ, 1992).

A litologia da área de estudo é formada por rochas sedimentares, em sua maioria, de silto-argilo-arenosos, representando a Formação Barreiras (BRANDÃO, 1998). As Dunas edafizadas, presentes no Nordeste da área, são formadas por areias de granulometria homogênia, selecionadas e depositadas pela dinâmica eólica, representam o melhor potencial aquífero, propiciando boas vazões de poços (5 - 15 m³/h) (CAVALCANTE, 1998). Enquanto Depósitos Flúvio-aluvionares são formados por camadas intercaladas de silte, areia e argila, e acompanham os cursos dos rios e das lagoas.

ÍNDICE DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA – IRCAS

O IRCAS desenvolvido por Peixoto e Cavalcante (2019) foi construído para aplicação em áreas urbanas, adaptando a metodologia de vulnerabilidade aquífera GOD de Foster et al. (2006), que se propõe diferenciar a susceptibilidade à contaminação da água de acordo com grau de confinamento – G; Ocorrência de estratos e cobertura – O; e Profundidade do lençol Freático – D. Tais atributos possuem valores que variam de 0 a 1 de acordo com as tipologias correspondente ao aquífero investigado (Figura 2).

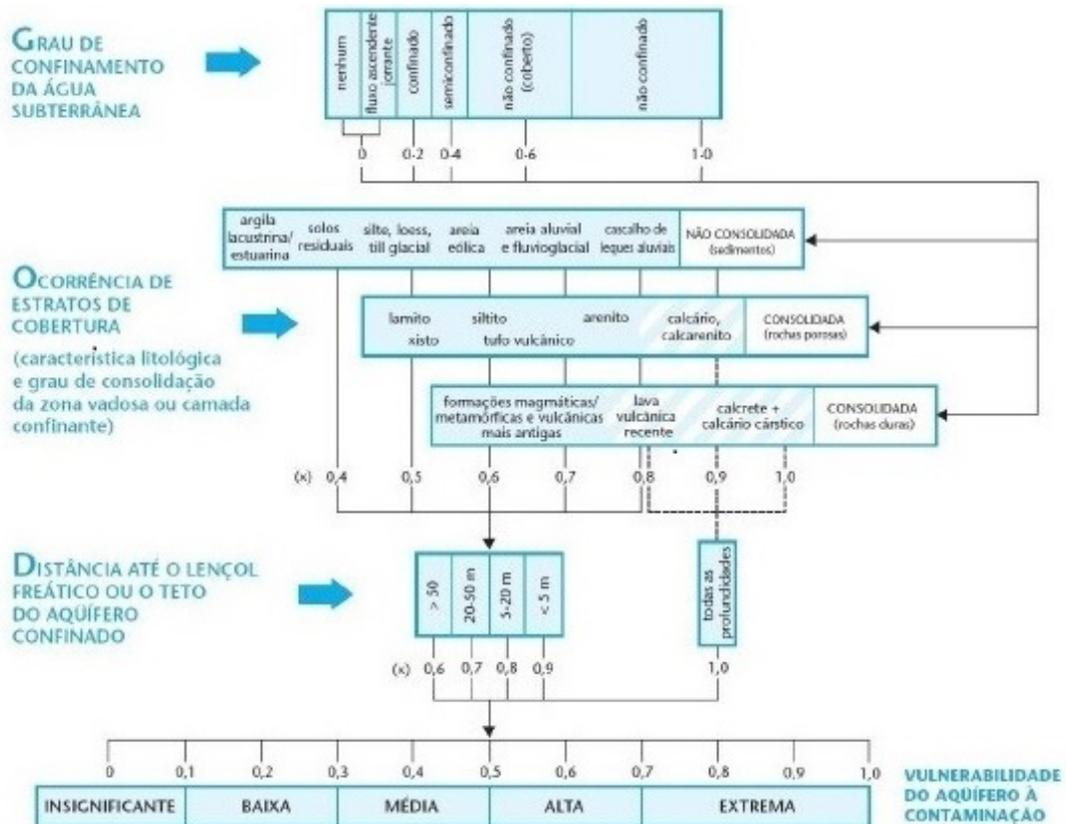


Figura 2 – modelo conceitual de aplicação do GOD. Fonte: Foster et al. (2006)

Os valores do GOD são integrados conforme a equação 1

$$GOD = \frac{G \times O \times D}{3}$$

(1)

Os valores de vulnerabilidade aquífera aqui trabalhados foram os mesmos aplicados por Peixoto e Cavalcante (2019) ao estudarem os aquíferos no município de Fortaleza. A profundidade do nível estático D não pode ser medida em campo em função do tamponamento permanente dos poços, sem haver abertura para introdução do sensor medidor. Assim, foram utilizadas medidas de nível estático realizadas por Gomes (2013), que evidenciou na área de estudo um nível freático que oscila entre 1 e 12 m, assim foi adotado valor de 0,85, sendo esse, intermediário entre as classes definidas pelo modelo conceitual do GOD (Tabela 1).

Unidades Hidrogeológicas	G -Confinamento da Água Subterrânea	O - Litologia e estratigrafia da zona subsaturada	D – Profundidade do Nível Freático
Depositos Flúvio-Aluvionares	0,8	0,6	0,85
Dunas Edfazadas	0,8	0,7	0,85
Formação Barreiras	0,5	0,7	0,85

Tabela 1 – valores adotados para aplicação da vulnerabilidade aquífera GOD

A interação entre esses componentes resultou em mapa de síntese baseado em índice que variou de 0 a 1. A composição do IRCAS agrega ao resultado produzido pelo GOD o Índice de Saneamento Ambiental – ISA, de Borges (2008), que se baseia em subíndices que considera o acesso ao abastecimento de água, esgotamento sanitário e coleta de lixo. Aqui o ISA foi adaptado para variar de 0 a 1. E quanto mais próximo de 1, pior a situação sanitária local (equação 2).

$$ISA = IAA + IES + ICL \quad (-1)$$

(2)

O cálculo do ISA é formado a partir de três sub índices:

Índice de Abastecimento de Água (IAB) (equação 3);

$$IAA = \frac{dppA}{dpp}$$

(3)

No qual: IAA: Índice de Abastecimento de Água; dppA: domicílios particulares permanentes abastecidos pela rede geral; dpp: domicílios particulares permanentes

Índice de Esgotamento Sanitário (IES) (equação 4):

$$IES = \frac{dppE}{dpp}$$

(4)

No qual: IES: Índice de Esgotamento Sanitário; dppE: domicílios particulares permanentes com esgoto coletado; dpp: domicílios particulares permanentes; fm: fator de minoração, que varia conforme a proporção de domicílios com esgotamento sanitário segundo Borges (2003)

e Índice de Coleta de Lixo (ICL) (equação 5):

$$ICL = \frac{dppC}{dpp}$$

(5)

No qual: ICL: Índice de Coleta de Lixo; dppC: domicílios particulares permanentes com coleta de lixo; dpp: domicílios particulares permanentes.

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

(6)

O IRCAS quantificou o risco de contaminação da água subterrânea tendo em conta a susceptibilidade do aquífero representada pelo GOD, e as condições sanitárias representadas pelo ISA, assim, a integração entre esses dois modelos se dá na seguinte forma, conforme a equação desenvolvida por Peixoto e Cavalcante (2019) (equação 6). Os valores produzidos de 0 a 1 avaliam o grau de risco à contaminação da água subterrânea, portanto quanto mais próximo de 1 maior o risco. Aqui, foi colocado os graus de riscos conforme as quebras naturais, entre $0.200 \geq 0.302$ (baixo), $0.302 \geq 0.351$ (médio) e $0.351 \geq 0.479$ (alto).

INTEGRAÇÃO DOS DADOS EM SISTEMA DE INFORMAÇÃO GEOGRÁFICA E QUALIDADE DA ÁGUA

Todos os parâmetros sanitários foram obtidos a partir de dados do censo realizado em 2010 pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2011), agregando-os em setores censitários, por meio do software Quantum Gis 2.18 para a produção de um banco de dados georreferenciado, que deu suporte ao processo de krigagem do nitrato e nitrito. Além disso, o processo de álgebra de mapas foi realizado por meio da calculadora da tabela de atributos do software.

Os parâmetros de qualidade da água foram analisados no Laboratório de Geoquímica Ambiental do Departamento de Geologia da Universidade Federal do Ceará - UFC, no mesmo dia da coleta no período chuvoso (03/jul de 2018), e no período seco (18/nov de 2018).

As amostras foram coletadas por meio do mecanismo de bombeamento do próprio poço, atendendo aos critérios de procedimento de higienização e conservação das amostras em frascos de polipropileno, em seguida, em caixa térmica com gelo, onde foram acondicionadas.

Foram analisados as amostras de 30 poços no período chuvoso, e os mesmos 30 poços no período seco, dos parâmetros: bicarbonato- HCO_3^- ; cloreto- Cl^- ; sulfato- SO_4^{2-} ; potássio- K^+ ; cálcio- Ca^{2+} ; magnésio- Mg^{2+} , pH, alcalinidade, condutividade elétrica-CE; amônio- NH_3^+ ; nitrogênio amoniacal- N-NH_4^+ ; nitrito- NO_2^- ; nitrato- N-NO_3^- ; ferro- Fe^{2+} ; sílica- Si^{2+} ; fluoreto- F^- ; turbidez; dureza da água, sólidos totais dissolvidos-STD, todos de acordo com as metodologias padrões da American Public Health Association - APHA (2012).

A coleta do N-NH_4^+ foi realizada com adição de composto entre a reação de hipoclorito e fenol, utilizada para conservar as propriedades da amostra para análise. Os parâmetros de pH, STD e condutividade elétrica foram determinados por medidor multiparâmetro (Thermo Scientific Orion e modelo Star A329 Portable).

Realizou-se o teste de esfericidade Bartlett, que testou a hipótese de que as variáveis não são correlacionadas com a população, que seria uma matriz identidade na qual a correlação não seria apropriada para análise fatorial. Portanto, o produto desse teste deve ser igual a 0 para que a hipótese seja negada e os dados sejam considerados adequados para análise pretendida.

Em seguida, foi realizado o teste de adequação dos dados Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), cujo objetivo é identificar adequabilidade dos dados para análise fatorial. Segundo Hair, et al., (1995) valores entre 0,5 e 1 são aceitáveis. Ambas as análises referidas foram realizadas no software SPSS statistics 2.0.

Os resultados apresentam valores de 0 para ambos os períodos, e o teste de adequação KMO obteve resultado de 0,661 para o período chuvoso e 0,625 para o período seco. Com base nos melhores resultados do KMO foram escolhidas as seguintes variáveis para aplicação da análise de componentes principais – ACP: HCO₃⁻; Cl⁻; SO₄²⁻; K⁺; Ca²⁺; Mg²⁺, pH, alcalinidade; N-NH₄⁺; NO₂⁻; N-NO₃⁻; Fe²⁺; Fl⁻; turbidez; dureza da água e STD.

Foi aplicada análise de componentes principais - ACP através do software Andad 2.0 permitindo identificar associações entre parâmetros, sobretudo do NO₂⁻; e N-NO₃⁻ como os demais parâmetros físicos e químicos.

A ACP se utilizou de 2 planos fatoriais, o 1º plano consistiu em 51,3%, e o 2º em 32,4% de variância que totalizando um valor aceitável (acima de 80%) para a análise. A geoestatística foi realizada com base no modelo de interpolação pela krigagem com os valores de nitrato e nitrito, pois estes apresentaram concentrações acima do valor máximo permitido de 10 mg/L para nitrato e 1 mg/L para nitrito, conforme WHO (2011).

TESTE DE EFICIÊNCIA

O modelo IRCAS foi testado quanto a sua eficiência para identificar e prognosticar a relação entre a contaminação da água subterrânea pelos valores de N-NO₃⁻ por meio da indicação dos graus de risco de contaminação. Para isso foi aplicada análise de variância – ANOVA, classificando os poços que estão dentro das classes definidas pelo IRCAS, que foram definidas em alto, médio e baixo grau de risco de contaminação.

Para identificar a diferença entre as classes, foi aplicado o teste Tukey, que apontou as maiores distinções entre elas e as classes mais distintas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

ÍNDICE DE RISCO DE CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA – IRCAS

O modelo aqui aplicado, apesar de considerar a vulnerabilidade, possui o objetivo de identificar o risco de contaminação, principalmente quanto aos efluentes domésticos. A área de estudo é essencialmente residencial, com alguns setores comerciais ao longo de avenidas mais importantes.

Assim, o uso e ocupação do solo local torna a qualidade sanitária das moradias como uma das principais variáveis para se considerar os potenciais fontes contaminantes da água subterrânea. As variáveis espaciais que definem o GOD são intrínsecas ao aquífero, assim sua condição de acessibilidade do meio contaminante ao nível freático também é importante para o entendimento dos mecanismos de contaminação (Figura 3).

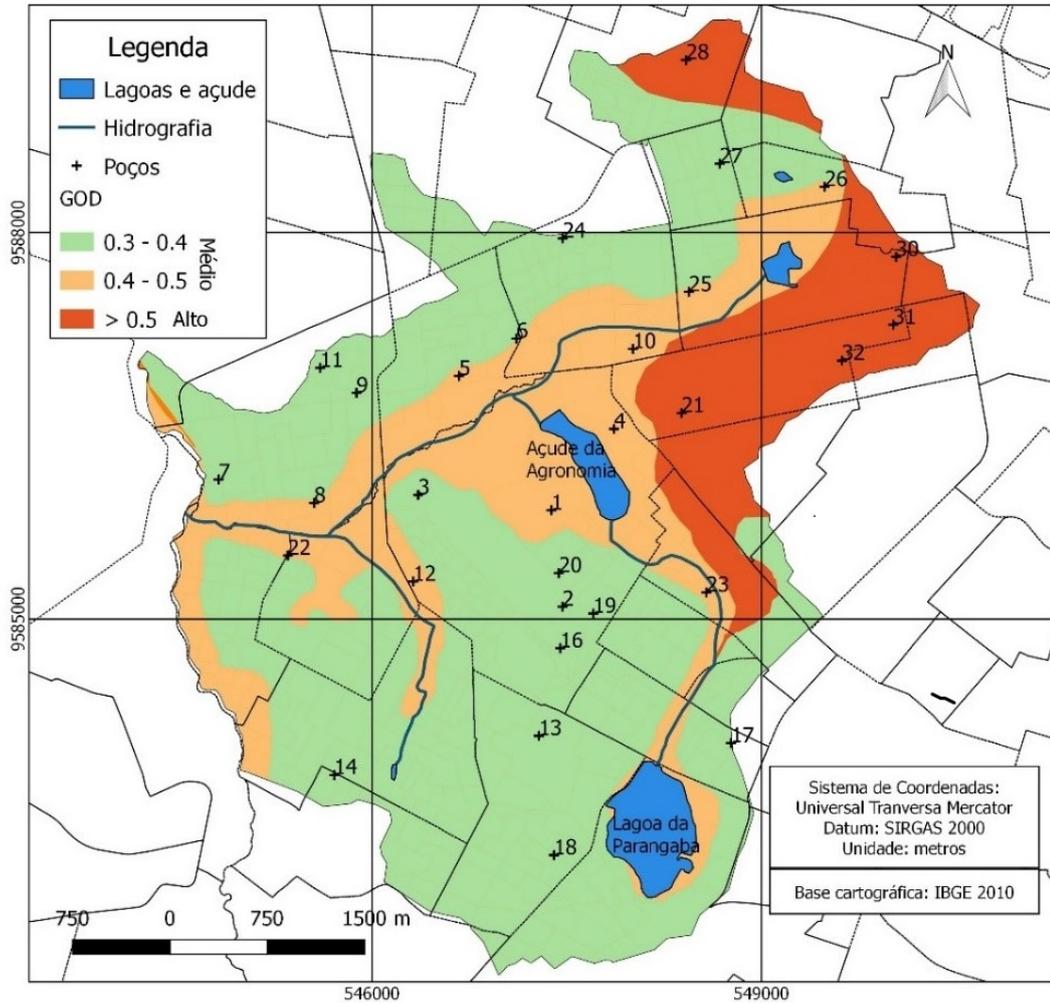


Figura 3 – Mapa de Vulnerabilidade aquífera GOD

As Dunas Edafizadas constituem parte do Sistema Aquífero Dunas - SAD que é dotado de boa potencialidade aquífera, sobretudo pela alta renovabilidade, contudo essa mesma condição a torna vulnerável pela permoporosidade que promove uma rápida infiltração. Essa unidade possui valores acima de 0.5, portanto oferecem um nível alto de susceptibilidade.

Enquanto as Aluviões e a Formação Barreiras, de um modo geral, possuem disposição horizontal ou semi-horizontal de camadas, que promovem maior proteção a infiltração de efluentes tendo, portanto, um risco considerado médio que está entre $0.3 \geq 0.5$.

O ISA diagnosticou condições diferenciadas de acessibilidade aos serviços de saneamento básico. A disposição em setores censitários permitiu o refinamento dos dados, e embora esses setores possuam tamanhos diferentes, seus valores foram normalizados em função da sua respectiva quantidade de domicílios (Figura 4).

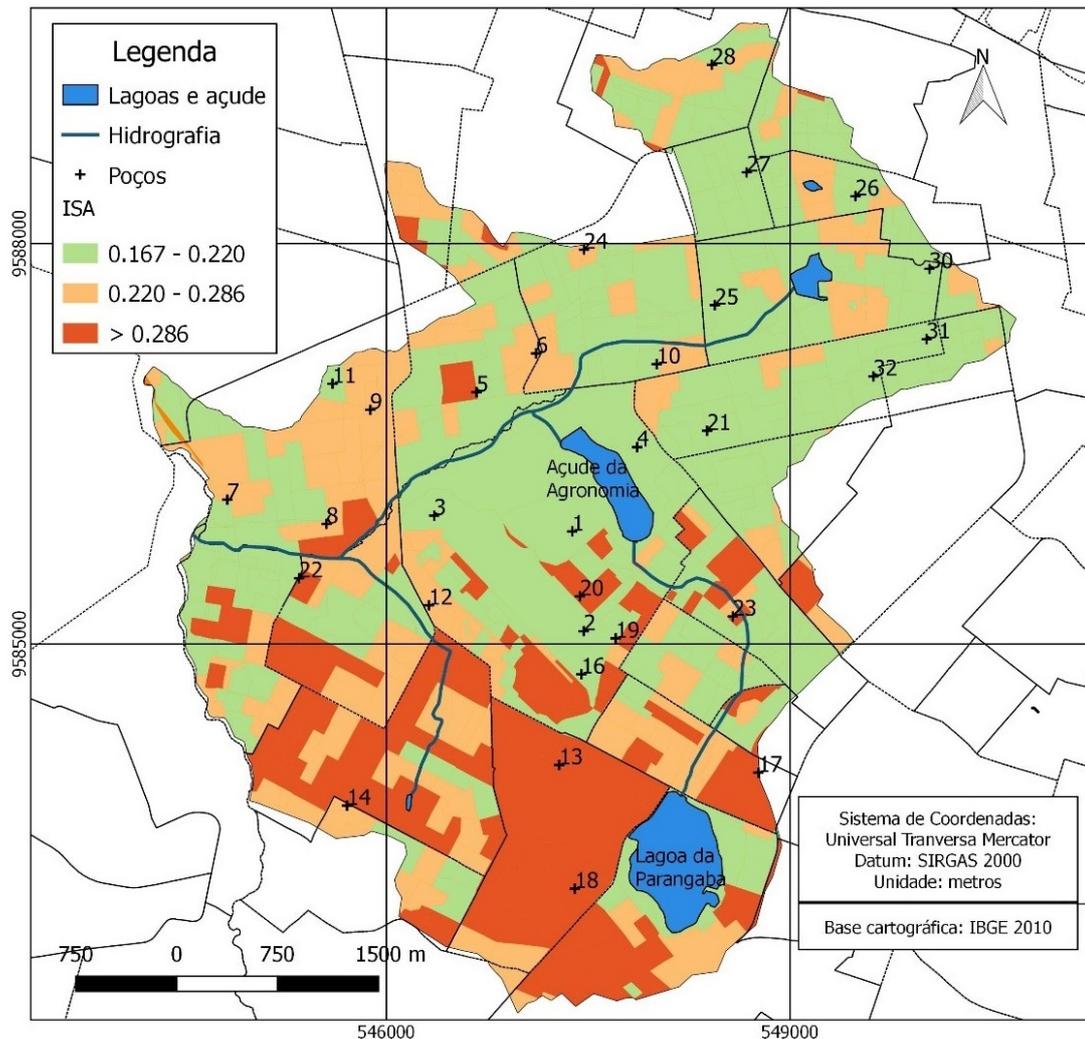


Figura 4 – Mapa de Índice de Saneamento Ambiental

A área de estudo possui serviço de abastecimento de água e coleta de lixo eficientes, ambos obtiveram índices de acesso acima de 0,85 para todos os setores. Desse modo, o maior problema sanitário é o acesso ao serviço de esgotamento sanitário.

Apesar de toda área ser dotada de sistema coletor de esgoto, há setores que possuem menos de 25% de acesso das moradias, sobretudo na parte sul da área.

É notável a abrangência de duas condições distintas de acessibilidade ao saneamento básico, portanto a área de estudo caracteriza uma transição de norte a sul, a partir de uma área mais valorizada do ponto de vista urbanístico e pela sua condição de maior centralidade, para uma área com características mais periférica, portanto, periurbana como colocam Kurian e MacCarney (2010).

O IRCAS demonstrou que a maior possibilidade de contaminação se dá de uma forma dispersa, sobretudo pelos baixos valores de ISA de vários dos setores censitários na parte sul. Também de forma generalizada, o risco alto ocorre na parte Nordeste da área, em função da maior vulnerabilidade aquífera do SAD (Figura 5).

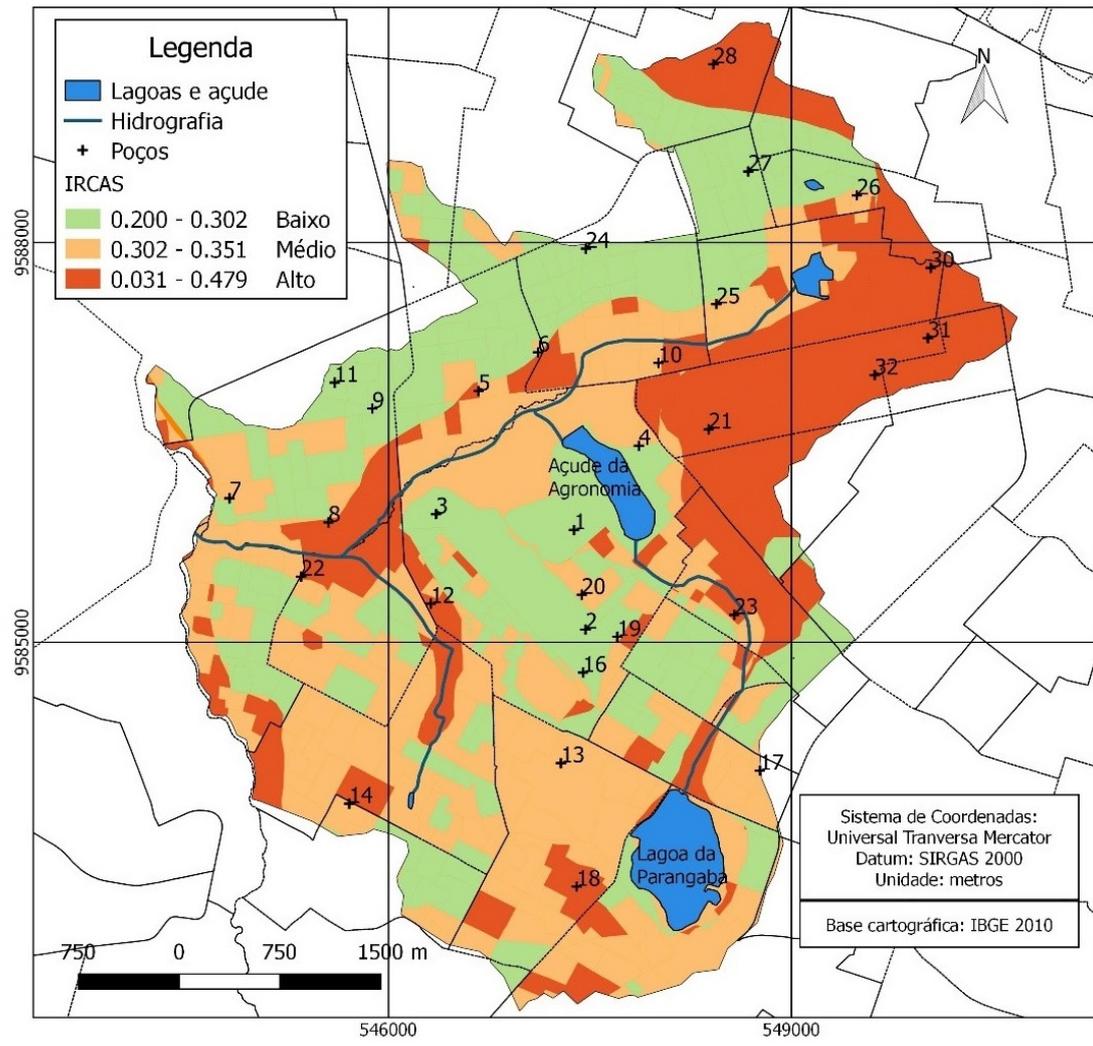


Figura 5 – Mapa de risco de contaminação

CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA E CALIBRAGEM DO MODELO IRCAS

A análise de componentes principais - ACP apresentou poucas diferenças entre o período seco e úmido. Existe associação entre todos os íons principais no período úmido, como também foi verificado por Zang et al. (2015), exceto o bicarbonato (HCO⁻) que está associado à alcalinidade e ao pH. Esse comportamento também foi evidenciado no período seco, mas neste o sulfato apresentou-se deslocado e não está associado a nenhum íon. Em ambos os períodos se notou uma correlação inversa entre pH e NO₃⁻ como visto no Fator 2 (F2) da ACP (Figuras 6 e 7).

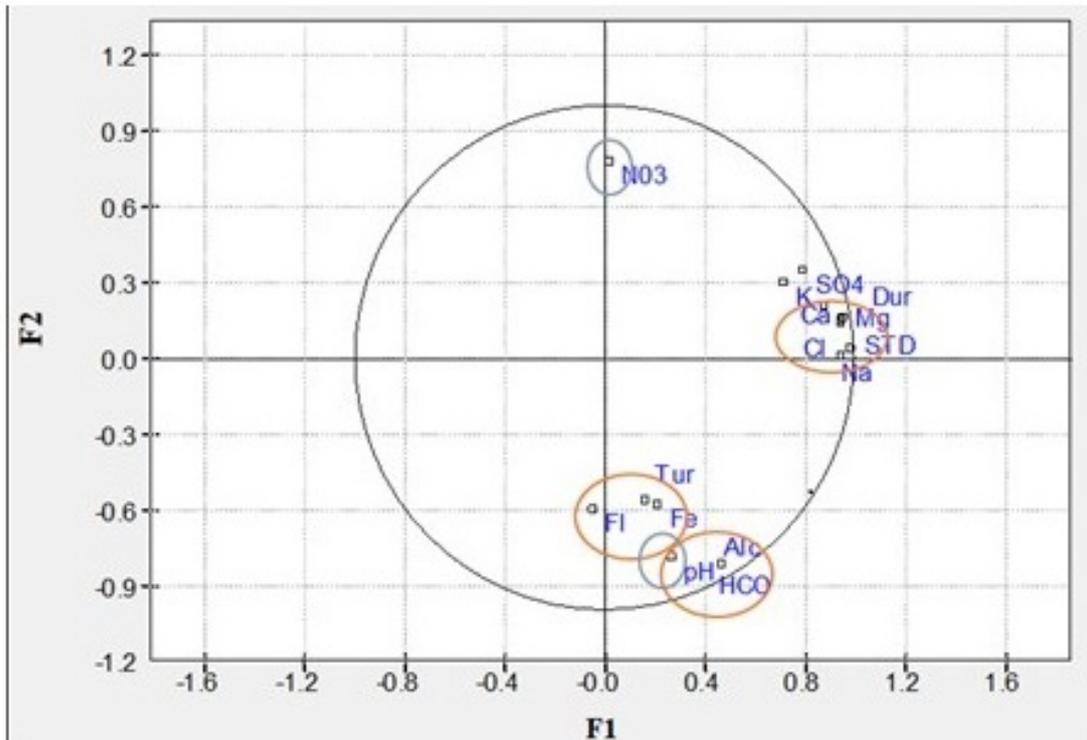


Figura 6 – ACP da qualidade da água dos poços no período chuvoso. Legenda: Tur - turbidez; FI - fluoreto; Fe - ferro; Alc - alcalinidade; K - potássio; Ca - cálcio; Mg -magnésio; Dur - dureza; Na - sódio; NO3 - nitrato; SO4 -sulfato; STD - sólidos totais dissolvidos.

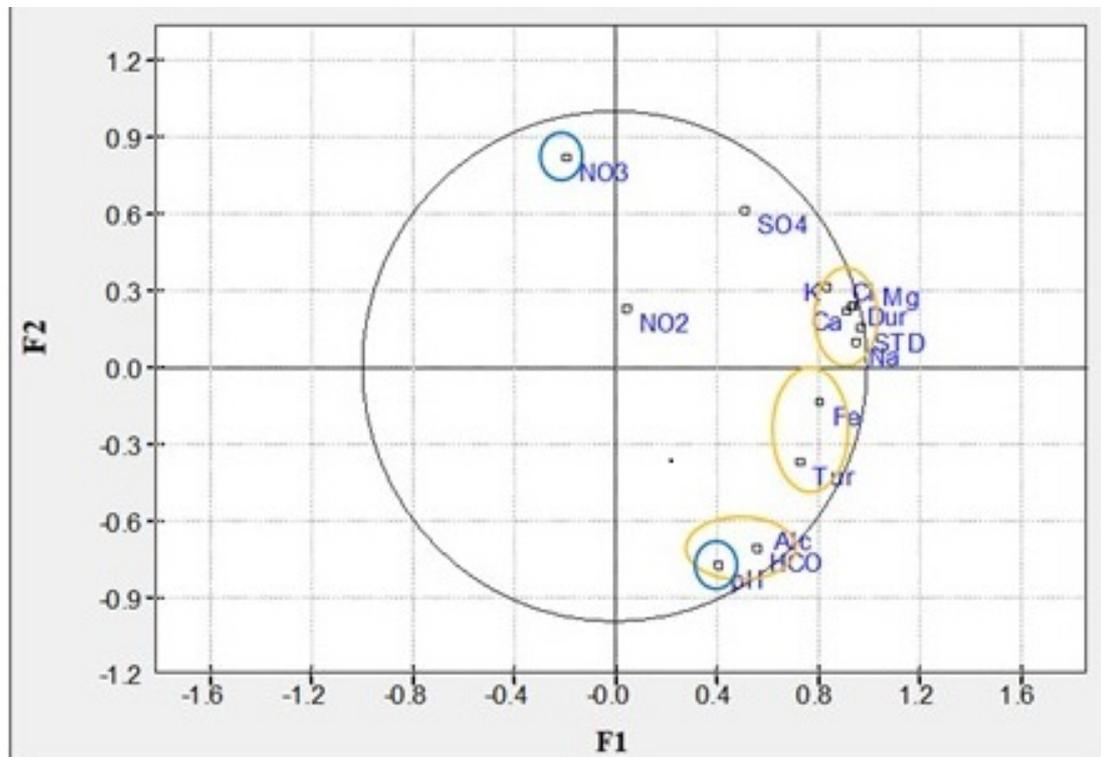


Figura 7 – ACP da qualidade da água dos poços no período seco. Legenda: Tur - turbidez; FI - fluoreto; Fe - ferro; Alc - alcalinidade; K - potássio; Ca - cálcio; Mg -magnésio; Dur - dureza; Na - sódio; NO3 - nitrato; SO4 -sulfato; STD - sólidos totais dissolvidos

A diminuição do pH tem uma relação biogeoquímica com a oxidação da matéria orgânica e contaminação por nitrato (HEM, 1959). Wilhelm et al. (1996) e Liu et al. (2013) sugerem que a acidificação das águas subterrâneas pode ser causada pela oxidação do NO₂- para NO₃-. Portanto, nessa condição as águas também se encontram com altas concentrações de NO₃-.

O nitrato é o parâmetro mais problemático estudado na área. 16 e 14 amostras de águas dos poços na estação úmida e seca, respectivamente, ultrapassam os limites regulatórios da WHO (2011). Em outras palavras, 53% no período chuvoso e 46% das amostras no período seco se mostraram contaminadas e, como o nitrato é um indicador de contaminação antropogênica, nessas águas também podem estar presentes diversos patógenos bacteriológicos.

A contaminação por nitrato, de fontes hídricas, prejudica o abastecimento de água pois sua alta persistência em sua forma iônica inviabiliza o tratamento por via convencional, aumentando assim os custos operacionais e ambientais do tratamento. Em Natal - RN, o processo de contaminação da água subterrânea por nitrato encontra-se em um estágio bastante avançado há mais de duas décadas, devido ao sistema de saneamento adotado com disposição local de efluentes via fossas e sumidouros, e a estratégia utilizada pela companhia de abastecimento público para manter a água em uma qualidade aceitável é utilizando o processo de diluição (MELO et al., 2010)

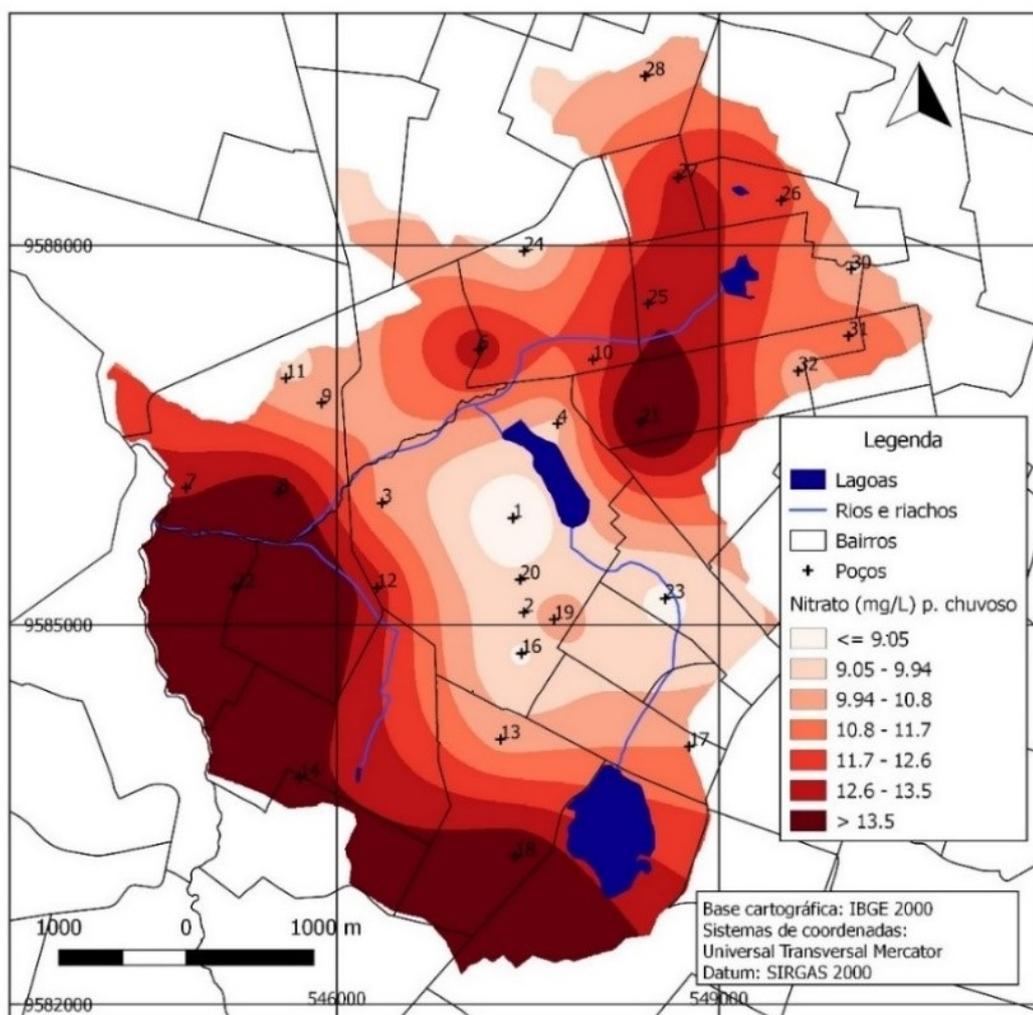


Figura 8 – zoneamento de concentrações de N-NO₃- no período chuvoso

No período úmido, a média de concentração de nitrato é mais alta que no período seco. A atuação da recarga pode ter relação com a contaminação. No período seco, as concentrações alcançaram o maior valor (35 mg/L), mas de forma mais concentrada e pontual. Isso indica a entrada de contaminação por

efluente doméstico maior do que no período úmido.

A contaminação mais generalizada foi observada no período chuvoso e ocorreu no sudeste e sul, com concentrações acima de 13,5 mg/L. Situação similar também ocorreu no centro-norte, onde foram observados valores entre 17,3 e 33,2 mg/L nas amostras de água dos poços 21, 25 e 27 (Figura 8)

No período seco, a concentração principal de nitrato ocorreu na porção nordeste, onde estão presentes os poços 21 com amostra de água em concentração de 35,6 mg/L e poços 25, 26, 31, os quais possuem amostras de água entre 16 e 28,1 mg/L de nitrato. Altas concentrações (14,2 e 18,2 mg/L) também ocorre no extremo sul da área, nos poços 17 e 18 respectivamente (Figura 9).

Com relação ao saneamento, quanto mais deficitário, maior o risco de contaminação da água subterrânea. Isso provavelmente é consequência da alta densidade de fossas sépticas e fossas rudimentares, principalmente nos domicílios que não possuem conexão com a rede cloacal. Situação similar pôde ser observada em estudos como de Matiatos (2016), que verificou que as zonas industriais e urbanas são caracterizadas principalmente pelos valores de $\delta^{15}\text{N-NO}_3^-$ mais enriquecidos, indicando que os resíduos sépticos e industriais eram provavelmente as fontes de contaminação por nitrato.

Enquanto, Zhang et al. (2015), em estudo no Delta do Rio Peral, no sul da China, também evidenciaram que as águas residuais domésticas e industriais eram as principais fontes de contaminação da água subterrânea. (Figura 9)

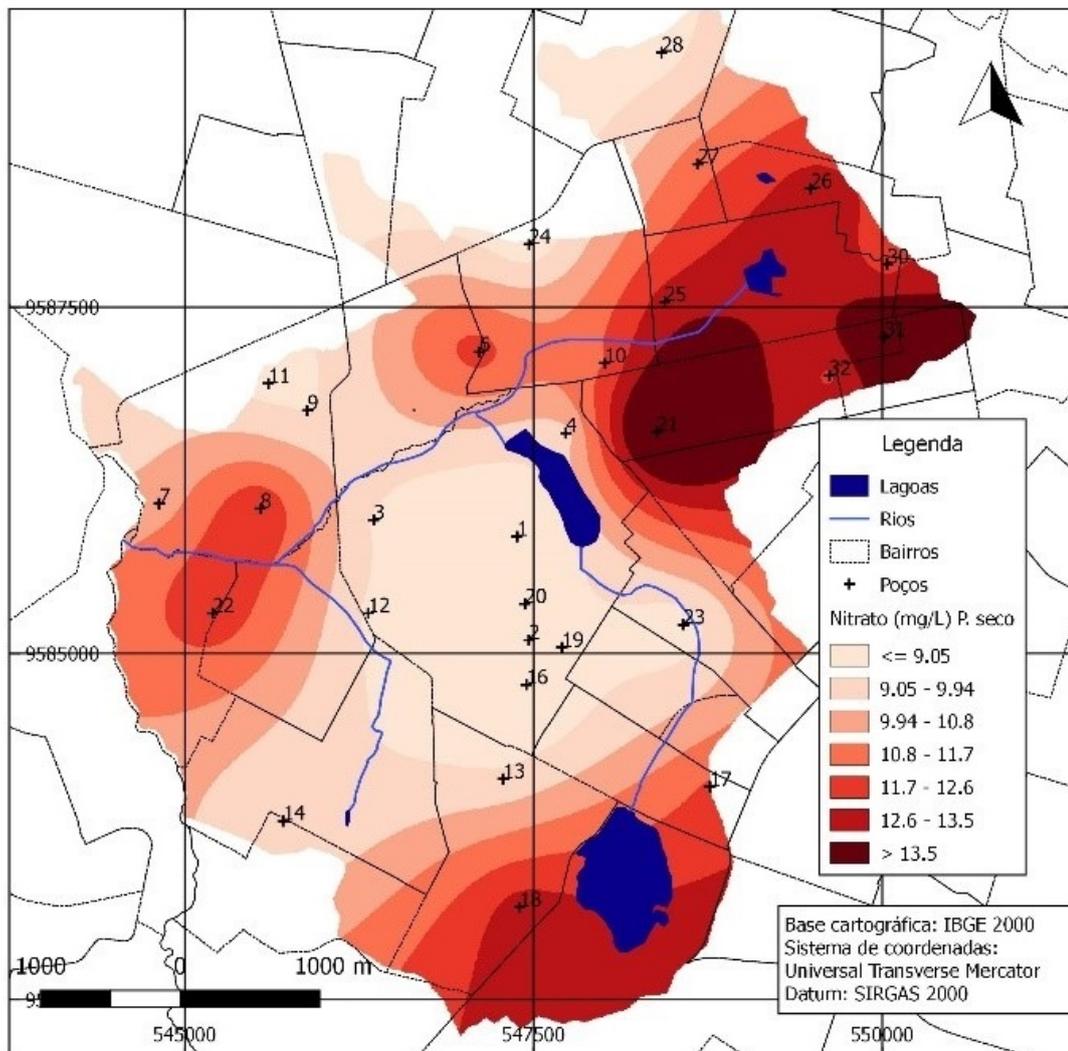


Figura 9 – zoneamento de concentrações de N-NO₃- no período seco

Altos volumes de efluentes encontram condições de mobilidade no período chuvoso, quando a infiltração da água conduz os contaminantes para a zona saturada, alcançando o nível freático. Na área de maior vulnerabilidade aquífera, por ocorrência do SAD com permeabilidade alta (20%) (CAVALCANTE, 1998), tendo, nesse ambiente, efluentes em condições de percolarem o material poroso com mais rapidez, além disso, pode-se considerar que concentrações de nitrito acima de 0,08 mg/L se trata de contaminação recente.

O uso e cobertura do solo, também podem ter influenciado nesse fato, por exemplo, por meio da impermeabilização excessiva do solo que contribuiu para a perda da qualidade e quantidade da água infiltrada a partir do escoamento superficial. Burant et al. (2018), em estudo em Madison - EUA, mostraram que havia contaminantes orgânicos que forneciam informações sobre semelhanças e diferenças de contaminantes orgânicos no escoamento urbano derivado de diferentes usos da terra. Tubal et al. (2016) estudando recargas de aquíferos urbanos em Barcelona - Espanha, mostraram a eficiência de dados de uso da água, densidade populacional, alocação per capita e uso da terra na ausência de dados mais diretos com recarga.

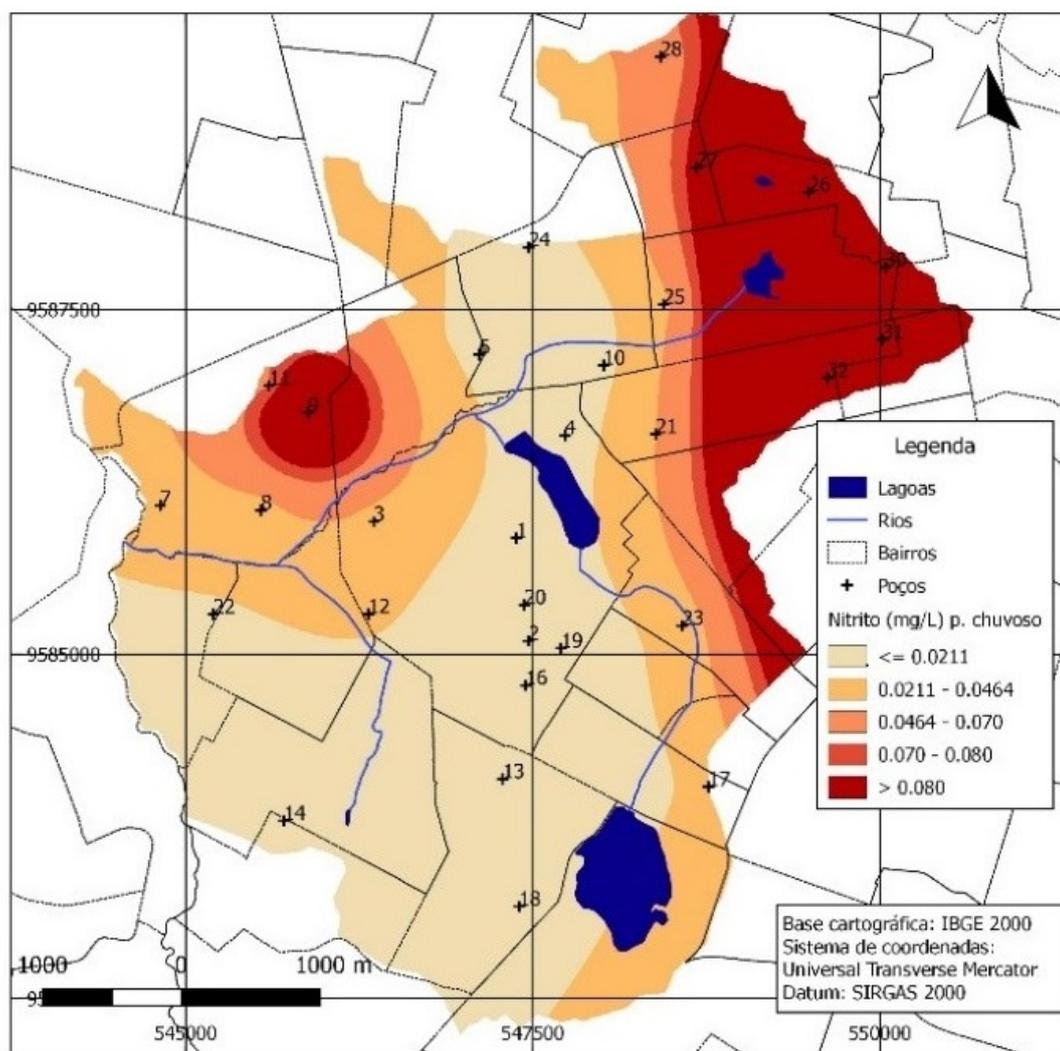


Figura 10 – zoneamento de concentrações de nitrito no período chuvoso

O nitrito está na posição intermediária no círculo do nitrogênio, e é importante para entender o mecanismo de contaminação porque a sua presença pode identificar contaminação recente. A presença de nitrito foi detectada, em concentração traço, em 40% dos poços em ambas as amostragens (chuvoso e seco). Os valores foram entre 0,02 e 0,3 mg/L. Porém, na amostra de água do Poço 31, a concentração

foi relevante (1,1 mg/L), haja vista que ultrapassou o limite para potabilidade segundo a Portaria de Consolidação nº 5 de 2017 do Ministério da Saúde (Figura 10).

Apesar dos valores baixos, as amostras de água dos poços revelam concentrações maiores de nitrito no período chuvoso, inclusive com valores de 0,3 mg/L nas águas dos Poços 9 e 11 no período chuvoso (Figura-10). No período seco, foi detectado nitrito somente no extremo nordeste (Figura 11) e isso revela que no setor onde estão presentes os Poços 9 e 11, a infiltração age como um processo de condução de contaminantes dos efluentes domésticos para as águas subterrâneas. A maioria dos valores de nitrito estão associados a zona de alto risco de contaminação delimitada pelo IRCAS. Considera-se ainda que a vulnerabilidade aquífera do SAD é mais determinante na contaminação por nitrito do que a qualidade sanitária dos setores censitários.

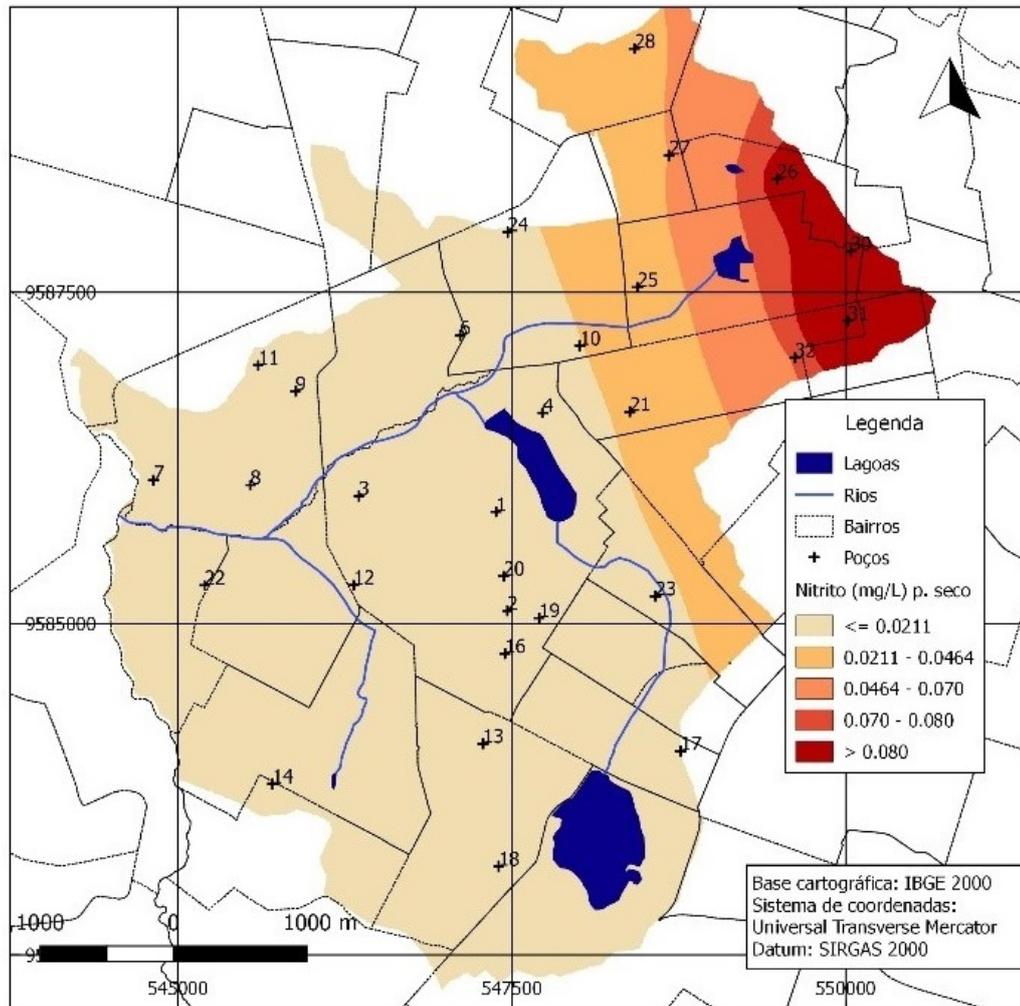


Figura 11 – zoneamento de concentrações de nitrito no período seco

ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DO MODELO

A análise de variância identificou características sazonais importantes quanto a contaminação do nitrato. No período chuvoso o valor de F que analisa se o teste realizado possui significância, como o valor da probabilidade p é menor que 5%, a hipótese de nulidade é rejeitada, assim deve haver pelo menos um contraste significativo entre as tipologias de risco aplicadas. A razão entre a soma dos quadrados dos produtos e o total foi igual a 0,608 demonstrando que o IRCAS possui explicação de 61% do comportamento da variância para os valores de nitrato no período chuvoso (Tabela 2). Assim, a identificação e predição da contaminação por nitrato com essa metodologia pode ser considerada

eficiente, considerando a complexidade do mecanismo da contaminação da água subterrânea no meio urbano. O teste Tukey identificou que a diferença entre o médio e o baixo grau de risco é maior que a do alto para médio risco (Tabela 3)

Causas da variação	Soma dos quadrados	Valor de F	Valor de p
Entre grupos	1094,17	16,28	5,37E-05
Resíduos	705,524	-	-
Total:	1799,69	-	-

Tabela 2 – Anova para valores de N-NO₃- no período chuvoso

Causas da variação	Soma dos quadrados	Valor de F	Valor de p
Entre grupos	1094,17	16,28	5,37E-05
Resíduos	705,524	-	-
Total:	1799,69	-	-

Tabela 3 – Teste Tukey para Anova realizada do período chuvoso

No período seco, o valor de F foi significativo e o valor da probabilidade P foi menor que 5%. Assim, a hipótese sobre nulidade foi rejeitada e a aplicação da ANOVA com os graus de risco propostos é considerada estatisticamente significativa. A razão das somas dos quadrados entre grupos e o total foi 0,539. Isso significa que o IRCAS explica 54% das variâncias para os valores de nitrato. O teste Tukey também identificou uma menor variação entre as classes alta e média do que no período chuvoso. A maior distinção entre as classes de risco para o período seco continua sendo de alto para médio risco.

Causas da variação	Soma dos quadrados	Valor de F	Valor de p
Entre grupos	1047,6	12,32	0,000289
Resíduos:	893,017	-	-
Total:	1940,62	-	-

Tabela 4 – Anova para valores de N-NO₃- no período seco

	Alto	Médio	Baixo
Alto	-	0,04082	0,000187
Médio	3,703	-	0,07161
Baixo	7,016	3,313	-

Tabela 5 - Teste Tukey para Anova realizada do período seco

CONCLUSÃO

Os setores censitários classificados por meio do ISA mostraram menor qualidade do saneamento na parte sul da área de estudo. Contudo, o IRCAS apontou maior área contínua de risco no nordeste da área, em função da vulnerabilidade aquífera do SAD. A maioria das ocorrências do risco médio e alto no sul da área de estudo se deu pela baixa qualidade ambiental diagnosticada pelo ISA. A ACP mostrou

relação comum entre os principais íons, e isso ocorreu de forma semelhante nas duas estações estudadas. Correlação negativa entre nitrato e pH revelam um mecanismo de oxidação da transformação de NO₃- ao N₂. Além disso, a contaminação do nitrato em 53% e 47% das amostras no período úmido e seco, respectivamente, mostrou que este é o tipo de contaminação mais frequente na área. O aquífero estudado se caracteriza como livre onde a oxidação do composto de nitrogênio é muito rápida, e por isso, foram observadas baixas concentrações de NO₂- e altas concentrações de N-NO₃-.

A eficiência do IRCAS foi medida pela ANOVA que identificou, com dados de nitrato da água coletada dos poços, valores de 0,608 e 0,539 para o período chuvoso e seco, respectivamente. Assim, a eficácia foi definida em 61% para o período chuvoso e 54% para o período seco. Esses valores foram considerados significativos, sobretudo o do período chuvoso, tendo em vista a alta complexidade do mecanismo de contaminação da água subterrânea, e o conhecimento pouco detalhado da hidrogeologia local. Apesar disso o modelo superestimou os riscos, tendo em vista que a contaminação mais generalizada ocorreu no período chuvoso, também o de maior eficiência do IRCAS. As maiores diferenças entre as classes definidas pelo IRCAS ocorreram entre o risco médio e baixo, o que denota que as classes maiores possuem maior proximidade por consequência de uma certa confusão entre os dados de nitrato e as classes definidas pelo modelo. O IRCAS, recém-criado, ainda precisa ser aplicado e melhor ajustado para aumento da sua eficiência na predição de contaminação da água. Porém, os resultados apresentados são satisfatórios, o que preenche uma lacuna que foi a ausência de metodologias de risco à contaminação das águas subterrâneas no meio urbano.

REFERENCIAS

- ALLER, L., BENNETT, T., LEHR, J.H., PETTY, R., HACKETT, G. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution in potential using hydrogeologic settings. EPA/600 2- 87035, 1987.
- ALVARES, A. C.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GOLÇALVES, M. L. J.; SPAROVEK, G. (2014) Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 6, 2014.711–728.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION–APHA, Standard methods for the examination of water and wastewater. ed. 22. American Public Health Association, Washington, DC, 2012.
- (PDF) Influence of Land Use and Sanitation Issues on Water Quality of an Urban Aquifer. Available from: https://www.researchgate.net/publication/338617355_Influence_of_Land_Use_and_Sanitation_Issues_on_Water_Quality_of_an_Urban_Aquifer [accessed Apr 08 2020].
- ARAÚJO, K. V.; CAVALCANTE, I. N.; OLIVEIRA, R. M.; PEIXOTO, F. S.; LIMA NETO, I. O. Vulnerabilidade natural e perigo de contaminação do Sistema Aquífero Dunas na região norte do Município de Aquiraz, Ceará. *Revista do Instituto Geológico*, v. 38, n. 2, p. 37 – 48, 2017. <http://dx.doi.org/10.5935/0100-929X.20170008>.
- BARRET, M. H.; HISCOCK, K. M.; DEPLEY, S.; LERNER, D. N.; TELLAN, J. H.; FRENCH, M. J. *Maker Spicies For Identifying Urban Groundwater Recharge Sources: a review and case study in Nottingham, UK. Water Resource*, [s.l.] v. 33, n. 14, p. 3083 – 3097, ago. 1999.
- BORGES, U. N. 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, 2008.
- BRANDÃO, R. L. 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. 1998. p. 88.
- BURANT, A.; SELBIG, W.; FURLONG, E. T.; HIGGINS, C. P. (2018) Trace organic contaminants in urban runoff: Associations with urban land-use, *Environmental Pollution* n. 242, p. 2068-2077. 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.066>

CAVALCANTE, I.N. Fundamentos Hidrogeológicos para a Gestão Integrada de Recursos Hídricos na Região Metropolitana de Fortaleza, Estado do Ceará. 1998. 153f. Tese (Doutorado em Hidrogeologia) -Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. São Paulo. 1998.

CEARÁ. Plano Estadual de Recursos Hídricos. Secretaria dos Recursos Hídricos. Fortaleza: Atlas, 1992. v.1.

CUTRIM, A. O. CAMPOS, J. E. G. Aplicação dos Métodos Drastic e Posch para a Determinação da Vulnerabilidade e Perigo à Contaminação do Aquífero Furnas na Cidade de Rondonópolis-MT. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre, v. 15, n. 2, p. 127 – 142, 2010.

FAYE, S. C.; FAYE, S.; WOHNLICH, S.; GAYE, C. B. Na assessment of the risk associated with urban development in the Thiaroye area (Senegal). Environmental Geology, 2004, n. 45, p. 312 – 322, 2004.

FOSTER, S. S. D. & CHILTON, P. J. Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge. Hydrogeology Journal, [s.l.] v.12, p.115–120, mai. 2004.

FOSTER, S., HIRATA, R., GOMES, D., D'ELIA, M., PARIS, M. Proteção da Qualidade da Água Subterrânea: um guia para empresas de abastecimento de água, órgãos municipais e agências ambientais. Washington, D.C.: Banco Mundial. 2006, Disponível em: http://siteresources.worldbank.org/INTWRD/Resources/3364861175813625542/GroundwaterQualityProtectionGuide_Portuguese.pdf.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE cidades: Fortaleza, população estimada. link: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/fortaleza/panorama>, 2019. acesso em 08 de abril de 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, IBGE, Censo demográfico 2010. Características da população e dos domicílios: resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. Acompanha 1 CD-ROM. Disponível em: . Acesso em: mar. 2013.

GIDDENS, A. Modernidade e identidade. Rio de Janeiro: Zahar Ed., 2002.

GOMES, M. C. R. Análise situacional qualitativa sobre as águas subterrâneas de Fortaleza, Ceará – Brasil como subsídio a gestão dos recursos hídricos. Tese (Doutorado), Centro de Ciências, Fortaleza – UFC. 2013

HEM, J. D. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. U.S.G.S. Water Supply Paper, 1473. 1. ed. 1959. 269 p.

HAIR J.F. JR., ANDERSON R.E., TATHAM R.L. BLACK W.C. Multivariate Data Analysis, 3rd ed. New York: Macmillan, 1995.

KURIAN, M.; MCCARNEY, P. Periurban water and sanitation service. Springer, 2010.

LERNER, D. N.; YANG, Y. Quantifying recharge at the city scale using multiple environmental tracers. Annals...Conference held at Liège, Belgium. IAHS v. 262, 2000.

LIU, C. W.; WANG, Y.; B. JANG, C. S. Probability-based nitrate contamination map of groundwater in Kinmen. Environmental Monit. Asses. n. 185, p. 10147 –10156, 2013.

MANNY, L.; ATMAJA, R. R. S.; PUTRA, D. P. E. Groundwater level changes in shallow aquifer of Yogyakarta City, Indonesia: Distribution and Causes. Journal of Applied Geology, [s.l.], v.1, n. 2, p. 89–99, feb. 2016.

MATIATOS, I. Nitrate source identification in groundwater of multiple land-use areas by combining isotopes and multivariate statistical analysis: A case study of Asotopos basin (Central Greece), Science of the Total Environment n. 541, p. 802–814, 2016. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.134>

MELO, J. G.; VASCONCELOS, M. B.; OLIVEIRA, J; MORAIS, S. D. O.; CELESTINO JÚNIOR, P.;

ALVES, R. S. Atualização de conhecimentos sobre a hidrogeologia e contaminação das águas subterrâneas da zona norte de natal, RN., In: XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, São Luiz, MA, Brasil. 2010.

MENDONÇA, F. Riscos, vulnerabilidade e abordagem socioambiental urbana: uma reflexão a partir da RMC e de Curitiba. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 10, n. 2, p. 139-148, 2004.

MENEZES, L. F. S. FIGUEIREDO, E. C. T. P.; RAFAEL, R. A. Evolução urbana e vulnerabilidade dos aquíferos superiores no Município de João Pessoa – PB. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 63, n. 2, p. 267 – 280, 2011.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html.

PEIXOTO, F. S. Efeitos do uso e ocupação do solo sobre as águas subterrâneas: contaminação da água subterrânea por nitrato em sub-bacia urbana na cidade de Fortaleza/Brasil. 1. ed. Baue Bassin: Omni Scriptum Publishing Group, 2017. v. 1. 125p

PEIXOTO, F. S.; CAVALCANTE, I. N. SILVEIRA, R. N. M. C.; BESERRA, F. R. S. O Sistema de Informação Geográfica (SIG) aplicado ao Abastecimento Hídrico e Esgotamento Sanitário. *Revista do Departamento de Geografia USP, São Paulo, Edição Especial XVII SBGFA*, p. 20 – 28. 2017. doi:<https://doi.org/10.11606/rdg.v0ispe.132599>

PEIXOTO, F. S.; RODRIGUES, J. P. B.; ALBUQUERQUE, P. I. M. Gestão integrada dos recursos hídricos e a problemática das inundações urbanas. *Geografia*, Londrina, v. 28, n. 1. p. 187 – 206, 2019.

PEIXOTO, F. S.; SILVEIRA, R. N. M. C. Bacia hidrográfica: tendências e perspectivas da aplicabilidade no meio urbano. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Recife, v. 10, n. 3, p. 840 - 853, 2017. <https://doi.org/10.5935/1984-2295.20170058>.

PEIXOTO, F., & CAVALCANTE, I. Vulnerabilidade aquífera e risco de contaminação da água subterrânea em meio urbano. *Geologia USP, Série Científica*, São Paulo, v.19, n. 2, p. 29-40. 2019, doi: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9095.v19-142384>.

PINHEIRO, R. J. B.; RAUBER, A. C. C.; NUMMER, A. V.; SILVA, J. L. S. Aplicação dos métodos GOD e POSH para determinação da vulnerabilidade e perigo à contaminação dos aquíferos na cidade de Santa Maria – RS. *REGA*, Porto Alegre, v. 12, n. 2, p. 61 – 79, 2015.

PORTO-GONÇALVES, C. W. *Globalização da Natureza e a Natureza da Globalização*. ed 7. São Paulo: Civilização Brasileira, 2017.

SCHIRMER, M.; LESCHIK, S.; MUSOLFF Current research in urban hydrogeology – A review. *Advances in Water Resources* 51, 2013. p. 280–291. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>

TAJRA, A. A. Aspectos técnico-construtivos dos poços tubulares e a legislação pertinente. Área Piloto de Fortaleza-Ceará. Dissertação (Mestrado). Fortaleza: Centro de Ciências – UFC, 2001.

TUBAU, I.; VASQUEZ-SUÑE, E.; CARRERA, J.; VALHONDO, C.; CRIOLLO, R. Quantification of groundwater recharge in urban environments. *Science of Total Environment*, [s.l.] v. 592, p. 391 – 401, may. 2017.

VEYRET, Y. *Os Riscos: o homem agressor e vítima do meio ambiente*. São Paulo: Contexto, 2007.

WILHELM, S. R.; SCHIFF, S. L.; ROBERTSON, W. D. Biogeochemical Evolution of Domestic Wastewater in Septic Systems: 2. Application of Conceptual Model in Sandy Aquifers. *Ground Water*, v. 34, n. 5, p. 1 –12. 1996.

WORLD HEARTH ORGANIZATION - WHO, *Guidelines for water quality*, Geneva: UNICEF/World Heath Organization, 2011,

ZHANG, Q.; SUN, J.; LIU, J.; HUANG, G.; LU, C.; ZHANG. Driving mechanism and sources of groundwater nitrate contamination in the rapidly urbanized region of south China. *Journal of Contaminant Hydrology*, n. 182, p. 221–230. 2015. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jconhyd.2015.09.009>