



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO Nº

ÍNDICE DE QUALIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

Dissertação apresentada por:

GERSON FLÔRES NASCIMENTO

Orientador: Joaquim Carlos Barbosa Queiroz

BELÉM

2017



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS**

**CONSTRUÇÃO E MAPEAMENTO DE ÍNDICE DE
QUALIDADE DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM PORTO
VELHO**

**DISSERTAÇÃO APRESENTADA POR
GERSON FLÔRES NASCIMENTO**

Como requisito parcial à obtenção do Grau de Mestre em Recursos Hídricos

Data de Aprovação: / /

Banca Examinadora:

Prof. Joaquim Carlos Barbosa Queiroz – Orientador
Doutor em Geociências e Meio Ambiente
Universidade Federal do Pará

Prof. Francisco de Assis Matos de Abreu - Membro
Doutor em Geologia
Universidade Federal do Pará

Prof. Francisco de Assis Oliveira - Membro
Doutor em Geologia - Geoquímica
Universidade Federal Rural da Amazonia

FICHA CATALOGRÁFICA

Dados Internacionais de Catalogação de Publicação (CIP)
Biblioteca do Instituto de Geociências/SIBI/UFPA

Nascimento, Gerson Flôres, 1963 – 2017

Construção e mapeamento de índice de qualidade de águas subterrâneas em Porto Velho / Gerson Flôres Nascimento. – 2017.

51 f. : il. ; 30 cm

Inclui bibliografias

Orientador: Joaquim Carlos Barbosa Queiroz

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Belém, 2017.

1. Qualidade – Água - Porto Velho (RO) - Índice. 2. Águas Subterrâneas - Porto Velho (RO). 3. Análise Multivariada. 4. Geologia - Porto Velho (RO) – Métodos estatísticos. I. Título.

CDD 22. ed. 628.161098111

Dedico este Trabalho à minha esposa
Jozeane Moreia Flôres, fonte de inspiração,
juntamente com nossos filhos

AGRADECIMENTOS

À Fundação Universidade Federal de Rondônia – UNIR – pelo e confiança no trabalho que foi desenvolvido.

Ao Serviço Geológico do Brasil – CPRM – pela disponibilidade em fornecer a base de dados para a realização este trabalho.

Professores do Instituto de Geociências – IG – da Universidade Federal do Pará pelo convívio e preciosos ensinamentos

Ao meu orientador Prof. Joaquim Carlos Barbosa Queiroz , pela amizade e pela prestatividade em instruir-me no desenvolvimento desta trabalho;

A todos os amigos do Curso de Hidrogeologia da UFPA pelo convívio saudável e contribuições no desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

Este trabalho foi realizado numa área de 100 km² no perímetro urbano do município de Porto Velho – RO, onde foram coletadas amostras de águas subterrâneas de 111 poços; cujo principal objetivo foi a elaboração de um índice de qualidade de águas subterrâneas - IQAS. Para este estudo foram analisadas 24 variáveis (condutividade elétrica, ORP, TDS, salinidade, bicarbonato, temperatura do ar, temperatura da água, turbidez, sulfato, cloreto, dureza, resistividade, nível estático, íon Ca, pH, nitrato, OD, íon M, íon Na, amônia, íon Fe, flúor, íon Mn e íon K), as quais foram obtidas de dados secundários do Serviço Geológico do Brasil – CPRM. As informações sobre os teores dos parâmetros estudados foram armazenadas em planilhas eletrônicas que receberam crítica e validação estatística. A partir do estudo das relações entre as variáveis foram calculados os valores do IQAS, com a aplicação da técnica estatística da análise fatorial, em que foi identificado que as variáveis que mais influenciaram a construção do IQAS foram a salinidade, condutividade elétrica, TDS, cloreto, dureza e cálcio. A partir dos índices de qualidade de água subterrânea calculados para cada amostra, foi aplicada a técnica geoestatística da krigagem ordinária para a elaboração de um mapa do IQAS. Esses resultados permitiram identificar as zonas de adensamento demográfico do perímetro urbano de Porto Velho com os respectivos valores do índice de qualidade de água subterrânea.

Palavras-chave: Índice de Qualidade de Água. Águas Subterrâneas. Porto Velho. Análise Multivariada. Geoestatística

ABSTRACT

This work was carried out in an area about 100 km² in the urban perimeter of the municipality of Porto Velho - RO, where samples of groundwater of 119 wells were collected; whose main objective was the elaboration of a groundwater quality index (IQAS). For this study, 24 variables (Electrical Conductivity, ORP, TDS, Salinity, Bicarbonate, Air Temperature, Water Temperature, Turbidity, Sulphate, Chloride, Water Hardness, Resistivity, Static Level, Ca Ion, pH, Nitrate, OD, M Ion (??), Na Ion, Ammonia Ion, Fe ion, Fluor, Mn Ion and K Ion), which were obtained from secondary data of the Brazilian Geological Survey (CPRM). The information on the contents of the studied parameters were analyzed in electronic spreadsheets where they received critical and statistical validation. From the mathematical relationships, the IQAS values were calculated using the factorial analysis technique, where it was identified that the variables that most influenced in its formation were Salinity, Electrical Conductivity, TDS, Chloride, Water Hardness and Calcium. From the IQA calculated for each sample, the ordinary kriging technique was applied to produce the IQAS thematic map. With the results of this research it was possible to identify the demographic densification zones of the urban perimeter of Porto Velho with a higher or lower index of groundwater quality.

Keywords: Water Quality Index. Groundwater. Multivariate analysis. Geostatistic. Porto Velho

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	2
2.1 Área de Estudo	2
2.2. Análise multivariada	4
2.4 Variáveis estudadas	9
2.4.1 Condutividade elétrica	9
2.4.2 ORP (Potencial de Oxidação-Redução)	10
2.4.3 TDS (Sólidos Totais Dissolvidos)	10
2.4.4 Salinidade	10
2.4.5 Bicarbonatos (HCO_3^-).....	11
2.4.6 Temperaturas do Ar e da água.....	11
2.4.7 Turbidez.....	11
2.4.8 Sulfato.....	12
2.4.9 Cloreto	13
2.4.10 Dureza.....	13
2.4.11 Resistividade.....	14
2.4.12 NE – Nível Estático	14
2.4.13 Cálcio e magnésio.....	15
2.4.14 pH – Potencial Hidrogeniônico	15
2.4.15 Nitrato e Amônia	16
2.4.16 OD – Oxigênio Dissolvido	17
2.4.17 Ferro e Manganês	18
2.4.18 Flúor	18
2.4.19 Potássio (K)	19
2.4.20. Sódia (Na).....	19
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
4. CONCLUSÃO.....	34
5. REFERÊNCIAS	35

FIGURAS

FIGURA 1. Localização das zonas de adensamento demográfico de Porto Velho	4
FIGURA 2. Corgrama das variáveis selecionadas	27
FIGURA 3. Relação dos dois primeiros fatores, F1 e F2	29
FIGURA 4. Variograma experimental (pontos) e modelo ajustado (linha contínua) para o IQAS.....	31
FIGURA 5 - Distribuição do IQAS na área de estudo	32

TABELAS

TABELA 1 - Estatísticas descritivas básicas das variáveis iniciais.....	20
TABELA 2 - Matriz de correlação das variáveis iniciais.....	22
TABELA 3 - Estatísticas descritiva básica das variáveis selecionadas	24
TABELA 4 - Matriz de correlação das variáveis selecionadas	26
TABELA 5 - Fatores, comunalidade e variância explicada das variáveis...	28

1. INTRODUÇÃO

Questões associadas à inadequada conduta de uso e preservação de águas subterrâneas, há décadas, fazem parte de uma lista de problemas da cidade de Porto Velho, e este é um cenário fortemente associado a uma questão cultural, com o qual a cidade convive, desde o início de seu povoamento. Uma das mais importantes consequências desta situação é o aumento do custo financeiro de captação, tratamento e transporte de água. Além disso, pode-se fazer inclusão da redução do índice de qualidade de vida; pois há vários anos tanto a quantidade quanto a qualidade da água fornecida para o atendimento da demanda da população, são insuficientes e apresentam níveis questionáveis, além de ser menor, cada vez mais.

Para resolver, ou tentar resolver, problemas sociais que são decorrentes de ações antropogênicas ou naturais, é extremamente importante a construção de uma base de conhecimento com relevância histórica e técnica do local, mas que esteja à disposição de gestores públicos e da comunidade para elaboração e execução de projetos que visem a utilização racional de recursos naturais.

Assim, a ideia de contribuir para a busca de soluções para problemas sociais decorrentes do modo de uso e preservação de águas subterrâneas, foi trazida ao presente trabalho. O principal objetivo deste é assim, o de elaborar de um índice de qualidade de águas subterrâneas (IQAS) para a cidade de Porto Velho (RO) com aplicação de estatística multivariada e geoestatística, no sentido de conhecer e mapear os valores de IQAS para identificar a distribuição espacial sobre as zonas de adensamento demográfico na área urbana da cidade.

No contexto de recursos hídricos subterrâneos, o conhecimento técnico e científico de maior relevância ao encaminhamento de solução de problemas da cidade de Porto Velho, teve

início com os trabalhos realizados pela CPRM – Serviço Geológico do Brasil a partir de 1970 e, posteriormente, com a Universidade Federal de Rondônia, a partir de 1982. Atualmente existem outras instituições que também produzem trabalhos científicos no contexto de águas subterrâneas em Porto Velho, mas um dos fatores preponderantes que inibe o crescimento da produção e a disseminação de conhecimento nesta área é o pouco volume de recursos financeiros disponibilizados pelos órgãos, principalmente políticos, ligados a este setor. A consolidação de uma base de conhecimento em recursos hídricos confiáveis e de fácil acesso é vital para gestores que tenham interesse em melhorar a qualidade de vida dos munícipes de Porto Velho – RO.

Porto Velho (RO) é uma cidade de pequeno/médio porte, demográfico e econômico e apresenta considerável déficit em saneamento, combinado com a cultura popular de utilização de águas de poços tipo amazonas (escavados). Além disso, já existem registros da ações de algumas empresas que utilizam rios e córregos para deposição de dejetos. Este cenário motivou a elaboração dessa pesquisa voltada ao cálculo do índice de qualidade de águas subterrâneas, no perímetro urbano da cidade considerada.

2. LOCALIZAÇÃO, MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

Localizada na margem direita do rio Madeira, Porto Velho capital do Estado de Rondônia tem área de 34 090, 926 km² com densidade demográfica de 12,57 habitantes por km² (pelo censo de 2010). Está situada a 83 metros de altitude com as seguintes coordenadas geográficas: Latitude: 8° 45' 43" Sul, Longitude: 63° 45' 7" Oeste (IBGE, 2017).

As informações secundárias utilizadas neste trabalho estão disponíveis em Nóbrega II et al. (2015), de onde foram selecionadas 111 amostras e, para cada amostra foram analisados 24 parâmetros de águas subterrâneas (Condutividade elétrica, ORP, TDS, Salinidade,

Bicarbonato, Temperatura do ar, Temperatura da água, Turbidez, Sulfato, Cloreto, Dureza, Resistividade, Nível estático, Íon Ca, Íon M, pH, Nitrato, OD, Íon Na, Amônia, Íon Fe, Flúor, Íon Mn e Íon K). Estas amostras estão distribuídas numa área de 100 km² do perímetro urbano de Porto Velho.

Os poços amostrados contemplam todas as zonas de adensamento demográfico da cidade (ZEU - Área de Expansão Urbana, Z1 - Zona Industrial 1, ZEIS - Zona Especial de Interesse Social, ZE3 - Zona de Uso Especial 3, ZCT - Zona Central, ZR1 - Zona Residencial Baixa Densidade, ZEIS - Zona Especial de Interesse Social, ZA - Zona Atacadista, ZCB1 - Zona Centro de Bairro, ZCB2 - Zona Centro de Bairro, ZR2 - Zona Residencial Média Densidade, CE - Corredor Especial, ZCE - Zona Central Especial, SE - Setor Especial, ZEIS - Zona Especial de Interesse Social, ZE1 - Zona de Uso Especial 1, ZCH - Zona do Centro Histórico, APA - APA do Rio Madeira, ZP - Zona Portuária e, ZE2 - Zona de Uso Especial 2). A Figura 1 mostra a distribuição das zonas de adensamento demográfico e amostras no perímetro urbano de Porto Velho.

amostras.

Sem qualquer perda de generalidade, pode ser assumido que os F 's e os Y 's têm média zero e variância unitária, visto que na prática eles são desconhecidos. Além disso, os n fatores únicos são supostos ser independentes dos m fatores comuns. No modelo anteriormente descrito, os F 's são variáveis estatísticas, definidas por uma função de densidade de probabilidade, que para certos propósitos é tomada como sendo normal. A análise fatorial demanda quatro etapas: a) preparação da matriz de correlação; b) verificação da adequacidade do modelo; c) extração dos fatores comuns e a possível redução do espaço; e d) rotação dos eixos relativos aos fatores comuns, visando uma solução mais simples e facilmente interpretável.

Para a avaliação da adequacidade dos dados pela análise fatorial foi utilizado o teste de KMO (Kaiser-Meyer-Olkin). Este teste é uma maneira para se identificar se o modelo de análise fatorial ortogonal utilizado tem adequação ajustada aos dados coletados (DZIUBAN & SHIRKEY, 1974). Ele verifica se a matriz de correlação inversa é próxima da matriz diagonal e consiste em comparar os valores dos coeficientes de correlação linear observados com os valores dos coeficientes de correlação parcial. O teste KMO é uma medida global de adequação amostral, cuja expressão é dada pela relação (2).

$$KMO = \frac{\sum_{i=1}^p \sum_{j \neq i, j=1}^p R_{ij}^2}{\sum_{i=1}^p \sum_{j \neq i, j=1}^p R_{ij}^2 + \sum_{i=1}^p \sum_{j \neq i, j=1}^p Q_{ij}^2} \quad (2)$$

onde R_{ij} é a correlação amostral entre as variáveis X_i e X_j , e Q_{ij} é a correlação parcial entre X_i e X_j . A correlação parcial entre duas variáveis é a correlação que existe entre elas quando todas as outras $(p - 2)$ variáveis são consideradas como constantes.

Os valores de KMO variam de 0 a 1, e quanto mais próximo de 1, maior é a adequação de aplicação da análise fatorial dos dados. No entanto pequenos valores de $(KMO < 0,5)$ são indicativos de que o uso da análise fatorial não é adequado.

Outra medida de adequação amostral (MAA) é dada pela relação (3).

$$MAA_j = \frac{\sum_{j \neq m, j=1}^p R_{jm}^2}{\sum_{m=1}^p \sum_{j \neq m, j=1}^p R_{jm}^2 + \sum_{m=1}^p \sum_{j \neq m, j=1}^p Q_{jm}^2}, \quad j = 1, 2, 3, \dots, p \quad (3)$$

A escolha das componentes principais que representarão os dados originais da melhor forma, denominadas fatores, pode ser realizada pela utilização de diversos métodos tais como a análise da proporção da variância total relacionada com cada autovalor, a comparação do valor numérico do autovalor com o valor 1, a observação do gráfico *screen-plot*, ou ainda, pela utilização da lógica difusa, na forma estudada por Scremin (2003). Neste estudo optou-se pela análise da proporção da variância total e pelo *screen plot*. (MINGOTI, 2004).

No critério da análise da proporção da variância total relacionada a cada autovalor, permanecem aqueles autovalores que representam maiores proporções da variância total e, portanto, o número de fatores será igual ao número de autovalores retidos.

A representação da relação entre os fatores extraídos e as variáveis originais é representada por uma matriz de cargas fatoriais, que é apresentada na seqüência dos cálculos obtidos pelo método da máxima verossimilhança.

O critério *screen-plot* é feito sobre um gráfico onde os valores numéricos dos autovalores estão em função da ordem das componentes. Neste caso, deve-se observar no gráfico o ponto (inflexão) em que os valores numéricos dos autovalores tendem a se estabilizar, pois, em geral, esse é o ponto a partir do qual os autovalores se aproximam de zero. O número de fatores anterior ao referido ponto representa a quantidade de fatores procurada.

A rotação dos eixos serve para facilitar a determinação de quais variáveis são carregadas em quais componentes, o que facilitará a interpretação do resultado dos dados em estudo (FIGUEIREDO & SILVA, 2010). A rotação pode ser ortogonal ou oblíqua, tendo sido neste estudo utilizada a rotação do tipo ortogonal.

Segundo Hair et al. (1998), o objetivo da rotação ortogonal é simplificar as linhas e colunas da matriz fatorial para facilitar a interpretação. A simplificação das linhas implica a maximização de valores de cada linha, o mais próximo de zero possível, ou seja, maximizar a carga de uma variável em um único fator e, a simplificação das colunas, refere-se à maximização de valores em cada coluna o próximo de zero possível, ou seja, transformar o número de cargas o menor possível.

Existem quatro métodos para girar ortogonalmente as cargas fatoriais iniciais encontradas por qualquer um dos componentes principais, ou extração de máxima verossimilhança: varimax, quartimax, equimax e orthomax (MINGOTI, 2004; JOHNSON & WICHERN, 2007).

Neste trabalho foi utilizado o varimax, que é um método de rotação ortogonal, o qual tem como objetivo maximizar a variação entre os pesos de cada componente principal, e se concentra na simplificação das colunas da matriz fatorial (HAIR et al., 1998).

O método de Bartlett (HAIR et al., 1998; TOLEDO & NICOLELLA, 2002) foi aplicado para a criação dos fatores de escala, que minimizam a variância do erro, sendo os pesos fatoriais preditos pelo modelo exposto na relação (4).

$$\hat{F} = XU^{-2}B(BU^{-2}B)^{-1} \quad (4)$$

onde X = vetor das variáveis observadas, U^2 = matriz diagonal das variâncias únicas e B = matriz das cargas fatoriais.

O índice de qualidade de águas subterrâneas (IQAS) foi construído com base nos resultados obtidos pela análise fatorial.

2.3. Geoestatística

O mapeamento da distribuição da IQAS na área de estudo foi realizado com o uso da geoestatística, a qual utiliza uma ferramenta denominada semivariograma para a caracterização do padrão espacial da variável em estudo. Os conceitos e aplicações da

geoestatística podem ser encontrados em livros textos como Journel e Huijbregts (1978), e Journel (1989), Deutsch e Journel (1996), Goovaerts (1997) e Deutsch (2002).

O principal modelo de semivariograma, referido como modelo esférico é expresso matematicamente, em termos gerais pela relação (5)

$$\gamma(\mathbf{h}) = \begin{cases} C_0 & \text{para } \mathbf{h} = \mathbf{0} \\ C_0 + C \left(\frac{3a}{2h} - \frac{3a^3}{2h^3} \right) & \text{para } \mathbf{0} < \mathbf{h} \leq a \\ C_0 & \text{para } \mathbf{h} > a \end{cases} \quad (5)$$

onde C_0 é a variabilidade aleatória inerente às amostras na distância zero, denominado efeito pepita. A distância na qual as amostras tornam-se independentes uma das outras é representada por a , referida como a faixa de influência (ou alcance). A semivariância constante onde os valores de $\gamma(\mathbf{h})$ são nivelados a distâncias maiores do que a , é representada por $C_0 + C$, onde C é referido como o *sill* do semivariograma. Os parâmetros do modelo são determinados iterativamente por meio do ajuste do modelo aos resultados da análise do semivariograma amostral. O modelo resultante é uma medida da variabilidade da amostra e, assumindo que as amostras são representativas, uma medida da variabilidade da variável regionalizada.

Para realização do mapeamento do IQAS é necessário que seja construído uma malha regular sobre a área de estudo e, a partir dos valores do IQAS nos pontos amostrais, são estimados valores do IQAS nos nós da malha regular. A estimativa de valores de uma variável regionalizada em pontos não amostrados (nós da malha) pode ser realizada pela aplicação de técnicas geoestatísticas conhecidas como *krigagem*. A krigagem é a designação genérica adotada na geoestatística para uma família de algoritmos de regressão por mínimos-quadrados baseados no estimador de regressão linear $Z^*(\mathbf{u})$ definido pela relação (6).

$$Z^*(\mathbf{u}) - m(\mathbf{u}) = \sum_{\alpha=1}^{n(\mathbf{u})} \lambda_{\alpha}(\mathbf{u}) [Z(\mathbf{u}_{\alpha}) - m(\mathbf{u}_{\alpha})] \quad (6)$$

onde $\lambda_{\alpha}(\mathbf{u})$ é o peso atribuído a cada valor observado $Z(\mathbf{u}_{\alpha})$ localizado dentro de determinada vizinhança $m(\mathbf{u})$ centrado na localização \mathbf{u} . Os pesos $\lambda_{\alpha}(\mathbf{u})$ são obtidos a partir das análises variográficas e são calculados de forma a minimizar a estimativa ou erro da variância $\sigma_E^2(\mathbf{u}) = \text{Var}[Z^*(\mathbf{u}) - Z(\mathbf{u})]$ sob a condição de não-tendenciosidade do estimador.

2.4 Variáveis estudadas

Para a apresentação das variáveis analisadas foram consultadas as seguintes referências: Brasil, 2012; Brasil, 2011; Santiago, 2010; Abdalla et al, 2010; CETESB, 2009; Brasil, Ministerio da Saúde, 2006a, b; Schwarzbach, M.S & Morandi, I.C, 2000; Celligoi, 1999; Horne & Goldman, 1994; Fenzl, 1988; Fenzl, 1986; Wetzl, 1983.

2.4.1 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica da água representa a facilidade ou dificuldade de passagem da eletricidade por ela. Os compostos orgânicos e inorgânicos contribuem ou interferem na condutividade, de acordo com a sua concentração na amostra, e a correta representação da temperatura possui um fator preponderante na medição correta da condutividade elétrica. Valores de condutividade elétrica da água são utilizados há décadas como indicativos da qualidade da água, com sua representação pelo Sistema Internacional em unidades miliSiemens por cm^2 (mS/cm^2) ou micro Siemens por cm^2 (uS/cm^2). A condutividade elétrica em uma água é induzida, em sua maioria, pela presença de sólidos nela dissolvidos, dos quais se destacam dois tipos: compostos iônicos e compostos catiônicos. Os compostos iônicos (cargas negativas, que possuem elétrons livres na camada de valência) são sólidos que se dissolvem em água e são caracterizados como sendo: cloretos, sulfatos, nitratos e fosfatos. Os compostos catiônicos (cargas positivas, que perderam elétrons na camada de valência) também interferem na condutividade elétrica da água e são, mais comumente, cátions de sódio, magnésio, cálcio, ferro, alumínio e amônio. Desta forma, quando mensuramos a condutividade elétrica de uma amostra de água, estamos, na realidade, quantificando a quantidade de compostos nela contidos - uns positivos, outros negativos - e que, em solução, permitem a passagem da eletricidade. Materiais orgânicos, como óleos, graxas, álcool, fenóis não possuem a capacidade de conduzir eletricidade. Assim quando se apresentam na forma dissolvida na água, a condutividade elétrica é severamente reduzida. Essa chega a zero, quando o produto está em fase livre (presença do produto em camada). Seus valores representam a carga mineral presente na água, e refletem condicionantes geológicos local ou regional. Assim, em unidades litológicas tais como granito, ou arenitos, a condutividade elétrica é extremamente baixa. Esse tipo de formação geológica não possui sais em sua formação. De forma totalmente contrária, em solos com elevado conteúdo de argilas, os valores de condutividade são bastante altos. Como exemplo, as águas dos rios Negro e Solimões, baseados em dados de estudos recentes revelaram valores de $10 \text{ uS}/\text{cm}^2$ e $30 \text{ uS}/\text{cm}^2$ naquelas águas, indicativos de que na Floresta Amazônica, o teor de sais nestas águas é bastante baixo. Já em águas de rios do Nordeste e do Sul do país, em razão de condicionantes geológicos locais, as condutividades elétricas verificadas naquelas regiões atingem ou superam a marca dos $400 \text{ uS}/\text{cm}^2$.

2.4.2 ORP (Potencial de Oxidação-Redução)

O Potencial de oxidação-redução (ORP) mede a capacidade de um lago ou rio para “limpar-se” ou para quebrar os resíduos de produtos, tais como contaminantes e plantas e animais mortos. Quando o valor de ORP é alto, significa que há muito oxigênio presente na água e que por exemplo, as bactérias que decompõem os tecidos mortos e contaminantes podem trabalhar de forma mais eficiente. Em geral, quanto maior o valor de ORP, mais saudável é o lago ou o rio. O ORP é medido em adição ao oxigênio dissolvido porque o ORP pode fornecer aos pesquisadores informações adicionais sobre a qualidade da água e o grau de poluição, se presentes.

O ORP é medido diretamente na água em investigação, com a utilização de um sensor de ORP. A unidade de medida do ORP é o milivolts (mV). Quanto mais oxigênio está presente na água, maior é o valor da leitura de ORP. O ORP pode estar acima de zero ou abaixo de zero. Em águas saudáveis, os valores de ORP se encontram entre 300 e 500 (mV).

2.4.3 TDS (Sólidos Totais Dissolvidos)

Os sólidos dissolvidos totais (ou SDT) são uma medida de todas as substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas em um dado líquido, revelando a proporção de diferentes sólidos. Os sólidos dissolvidos em uma água representam basicamente o teor de minerais que ela encerra, sendo os mesmos responsáveis pelas suas características: sabor, cor, alcalinidade e dureza. Existe uma variedade de usos de resultados de SDT: mostrar se a água em condições, por exemplo, para ser usada na agricultura.

2.4.4 Salinidade

A salinidade refere-se à massa total, expressa em gramas, de todas as substâncias dissolvidas em um quilo de água do mar quando todo o carbonato houver sido substituído por uma quantidade equivalente de óxido, todo brometo e iodeto ter sido substituído por cloreto e todos os compostos orgânicos terem sido oxidados em uma temperatura de 480°C.

Até os anos 1980, a salinidade era medida através de métodos químicos, que determinavam a concentração de cloro (clorinidade), relativamente à salinidade. O método utilizado para determinação desse parâmetro era o de Mohr-Knudsen, que utilizava o cloreto de prata e que expressava a salinidade em termos de partes por mil. Contudo o avanço da utilização de métodos potenciométricos levou ao completo abandono desse método, caindo também a utilização de unidade. Atualmente a salinidade é um parâmetro adimensional. A presença de sais na água doce é função de dois aspectos: a poluição e a natureza

composicional das rochas pelas quais ela percola.

2.4.5 Bicarbonatos (HCO_3^-)

São íons que não sofrem oxidação e nem redução nas águas naturais, entretanto podem precipitar com certa facilidade como bicarbonato de cálcio (CaCO_3). Segundo Logan (1965) o bicarbonato predomina sobre o carbonato na faixa de pH entre 6 a 10.

2.4.6 Temperaturas do Ar e da Água

A temperatura pode ser considerada a característica mais importante do meio aquático, uma vez que as propriedades físicas, químicas e biológicas da água sofrem influência da mesma. A temperatura pode afetar a palatabilidade da água pela intensificação de gosto e odor, sendo desagradável ao paladar águas com temperaturas superiores a $27,0^\circ\text{C}$.

2.4.7 Turbidez

A turbidez pode ser definida como a medida do grau de interferência à passagem da luz através de um líquido. A alteração à penetração da luz na água é causada pela presença de material em suspensão, sendo expressa por meio de unidades de turbidez.

A causa da turbidez na água pode se dar pela presença de algas, plâncton, matéria orgânica e outras substâncias tais como zinco, ferro, manganês e areia, resultantes do processo natural de erosão ou do despejos de efluentes domésticos e industriais.

A turbidez é particularmente alta em regiões com solos erodíveis, onde a precipitação pluviométrica pode contribuir para o carreamento de partículas de argila, silte, areia, fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo para os corpos d'água. Grande parte das águas dos rios brasileiros é naturalmente turva em decorrência das características geológicas das bacias de drenagem, ocorrência de altos índices pluviométricos e do uso de práticas agrícolas muitas vezes inadequadas.

No processo de tratamento a água com turbidez elevada, dependentemente de sua natureza, pode levar à formação de flocos pesados que decantam mais rapidamente, diferentemente do que acontece com a água com baixa turbidez. Isso se constitui uma importante característica da turbidez. A turbidez elevada também apresenta desvantagens como por exemplo no processo de desinfecção, o qual pode ser dificultado pela proteção que se estabelece aos microorganismos no contato direto com os desinfetantes.

A turbidez é um importante indicador sanitário e padrão de qualidade na aceitação da água para consumo humano. De acordo com a Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde

(BRASIL, 2011), o valor máximo permitido (VMP) para águas subterrâneas desinfetadas e água resultante de filtração lenta é de 1,0 unidade de turbidez. Para água filtrada após tratamento completo ou filtração direta o VMP é de 0,5 unidade de turbidez; e como padrão de aceitação para consumo humano o VMP é de 5,0 unidades de turbidez.

2.4.8 Sulfato

O sulfato é um dos íons mais abundantes na natureza e, em águas naturais, ele provem da dissolução de solos e de rochas, bem como pela oxidação de sulfetos.

A decomposição do albumen libera além do amoníaco, pequenas quantidades de ácido sulfídrico (H_2S), que podem sofrer oxidação química ou bacteriana, em condições aeróbicas. O produto final da oxidação microbacteriana é o íon sulfato (SO_4^{2-}), que constitui um nutriente vital e fonte mais importante de enxofre para as plantas verdes. Em meios anaeróbicos, o ácido sulfídrico pode ser produzido por atividade bacteriológica a partir do sulfato; durante este processo o ácido sulfídrico se desprende da água, razão pela qual esta reação é denominada de sulfurização, e tem função muito importante na formação e acumulação de lamas sapropélicas, em lagos e rios.

O enxofre ocorre principalmente em gases magmáticos. A maior parte do elemento nas rochas ocorre em minerais como o gipso – $CaSO_4 \cdot H_2O$ e anidrita - $CaSO_4$. Consideráveis quantidades de sulfato são adicionadas ao ciclo hidrológico com as precipitações da atmosfera. Nas águas subterrâneas circulantes em rochas ígneas, a concentração de sulfato é baixa (< 30 mg/L), mas em rochas evaporíticas pode existir altas concentrações.

O enxofre é um constituinte importante da matéria orgânica e suas reações de oxidação e de redução são muitas vezes ligados a processos biológicos. Por exemplo: em condições naturais, a redução do sulfato requer a participação de microorganismos.

As principais fontes antropogênicas de sulfato nas águas superficiais são as descargas de esgotos domésticos e efluentes industriais. Nas águas tratadas, é proveniente do uso de coagulantes. É importante o controle do sulfato na água tratada, pois a sua ingestão provoca efeito laxativo. No abastecimento industrial, o sulfato pode provocar incrustações em caldeiras e trocadores de calor. Em rede de esgoto com trechos de baixa declividade e existência de depósito de matéria orgânica, o sulfato pode ser transformado em sulfeto, ocorrendo a exalação do gás sulfídrico, que resulta em problemas de corrosão em coletores de esgoto de concreto e odor, além de ser tóxico.

2.4.9 Cloreto

O cloreto é o ânion Cl^- que se apresenta nas águas subterrâneas, oriundo da percolação da água através de solos e rochas. Para Celligoi (1999), a presença de cloreto em águas subterrâneas pode ser atribuída à dissolução de depósitos salinos, descargas de efluentes de indústrias químicas, intrusões salinas, etc. Os íons cloreto são altamente móveis e não são retidos em rochas permeáveis.

Segundo Fenzl (1988), na litosfera o cloreto é encontrado principalmente nos seguintes minerais: escapolita, sodalita, apatita, micas e anfibólios e feldspatos. Nas argilas o cloreto pode ser encontrado em forma de cristais de NaCl , ou dissolvido nas águas contidas nos poros do sedimento. Na atmosfera o Cl^- faz parte dos sais cíclicos e dos aerossóis continentais, de maneira que em zonas costeiras as precipitações atingem teores de até alguns miligramas de Cl^- por litro.

Em condições favoráveis, as concentrações de cloreto nas águas subterrâneas podem ser úteis para determinar a recarga do sistema aquífero; ao se comparar a concentração média de cloreto nas águas subterrâneas com a concentração de cloreto das águas que abastecem o aquífero.

Nas águas superficiais são fontes importantes de cloreto as descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele através da urina cerca de 4 g de cloreto por dia, que representa cerca de 90 a 95% dos excretos humanos. O restante é expelido pelas fezes e suor. Estas quantidades fazem com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam 15mg/L.

Para as águas de abastecimento público, a concentração de cloreto constitui-se em padrão de potabilidade, segundo a Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde. O cloreto provoca sabor “salgado” na água, sendo o cloreto de sódio o mais restritivo deles por provocar sabor em concentrações da ordem de 250 mg/L, valor este que é tomado como padrão de potabilidade.

2.4.10 Dureza

A dureza de uma água é a medida da sua capacidade de neutralizar o sabão pelo efeito do cálcio, magnésio ou outros elementos como Fe, Mn, Cu, Ba, Zn, etc. A origem da dureza das águas pode ser natural, a partir da dissolução de rochas calcárias, ricas em cálcio e magnésio; ou antropogênica, a partir de lançamento de efluentes industriais.

A dureza da água é classificada quanto aos cátions e quanto aos ânions associados a estes. Em relação ao cátion, a dureza é classificada em dureza ao cálcio e dureza ao magnésio;

a dureza total é soma da dureza ao cálcio com a dureza ao magnésio. De acordo com o exposto em Brasil (2006a), os cátions mais frequentemente associados à dureza são os de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) e, em menor escala, ferro (Fe^{2+}), manganês (Mn^{2+}), estrôncio (Sr^{2+}) e alumínio (Al^{3+}). Quanto ao ânion associado, a dureza temporária da água é causada pela parte do cálcio e do magnésio que se combina com o bicarbonato e o carbonato; ela pode ser eliminada por ebulição; a dureza permanente é causada pela parte do cálcio e do magnésio que se combina com os íons de sulfato, cloreto, nitrato e outros; esta não pode ser eliminada por ebulição. A soma da dureza temporária com a dureza permanente é a dureza total.

Existem evidências de que a ingestão de águas duras contribui para uma menor incidência de doenças cardiovasculares. Em corpos d'água de reduzida dureza, a biota é mais sensível à presença de substâncias tóxicas, já que a toxicidade é inversamente proporcional ao grau de dureza da água.

A dureza da água tem relevante importância nos estudos de controle da qualidade, pois no caso do abastecimento público de água, há indícios da possibilidade de um aumento na incidência de cálculo renal, em cidades abastecidas com águas duras, o que traduz um efetivo problema de saúde pública. A Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), limita a dureza em 500 mg/L de CaCO_3 como padrão de potabilidade.

2.4.11 Resistividade

A resistividade elétrica relaciona-se aos mecanismos de propagação de corrente elétrica nos materiais. Em geral, a propagação de corrente elétrica em solos e rochas se dá devido ao deslocamento de íons dissolvidos na água contida nos poros e fissuras, sendo afetada principalmente pela composição mineralógica, porosidade, teor em água e quantidade e natureza dos sais dissolvidos. Segundo Elis, 2004, estas condições é que possibilitam a aplicação da eletrorresistividade em estudos hidrogeológicos e ambientais, onde a presença de água nos poros e descontinuidades da rocha e, eventualmente, de contaminantes ricos em sais.

2.4.12 NE – Nível Estático

Refere-se a altura estabelecida pela água subterrânea quando não influenciada por bombeamento, ou seja, em repouso. Pode ser representado pela distância entre a boca do poço e a superfície da água dentro do poço.

2.4.13 Cálcio e magnésio

As concentrações totais de íons alcalino-terrosos na água, particularmente de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), cujas concentrações são muito superiores às dos demais íons alcalinoterrosos encontrados em águas naturais, são utilizadas para a classificação da dureza da água. A dureza é normalmente expressa como número de equivalente de miligramas por litro (mg L^{-1}) de carbonato de cálcio (CaCO_3). Tal característica imprime à água a dificuldade em dissolver (fazer espuma) sabão pelo efeito da presença do cálcio, magnésio e outros elementos como ferro, manganês, cobre, bário, etc.

2.4.14 pH – Potencial Hidrogeniônico

O pH representa a atividade do íon hidrogênio na água, de forma logaritmizada, resultante inicialmente da dissociação da própria molécula da água e posteriormente acrescida pelo hidrogênio proveniente de outras fontes, tais como efluentes industriais (ácidos sulfúrico, clorídrico, nítrico, etc.), dissociação de ácidos orgânicos como o ácido acético, que resulta da fase ácida da decomposição anaeróbia da matéria orgânica, bem como outras substâncias que venham apresentar reação ácida com o solvente – água.

Os valores de pH podem sofrer alterações de forma natural a partir da dissolução de rochas e fotossíntese, ou antropogênica a partir de despejos domésticos e industriais. Em águas distribuídas para consumo humano, baixos valores de pH podem torná-las corrosivas, enquanto valores elevados aumentam a possibilidade de incrustações. A acidificação das águas pode ser também um fenômeno derivado da poluição atmosférica, mediante complexação de gases poluentes com o vapor d'água, provocando o predomínio de precipitações ácidas. Mas também existem ambientes aquáticos naturalmente alcalinos em função da composição química de suas águas, como é o exemplo de alguns lagos africanos nos quais o pH chega a superar o valor de 10.

Os ecossistemas aquáticos naturais estão diretamente influenciados pelo pH devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados. Nos sistemas biológicos formados nos tratamentos biológicos de esgotos, o pH é também uma condição que influi decisivamente no processo de tratamento; normalmente, a condição de pH que corresponde à formação de um ecossistema mais diversificado e a um tratamento mais estável é a de pH neutro, tanto em meios aeróbios como nos anaeróbios.

Nas estações de tratamento de águas, são várias as unidades cujo controle envolve as

determinações de pH. A coagulação e a floculação que a água sofre inicialmente é um processo unitário dependente do pH. Existe uma condição denominada "pH ótimo" de floculação que corresponde à situação em que as partículas coloidais apresentam menor quantidade de carga eletrostática superficial. A desinfecção pelo cloro é outro processo dependente do pH.

O pH é padrão de potabilidade das águas para abastecimento público devem apresentar valores entre 6,0 e 9,5, de acordo com a Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

2.4.15 Nitrato e Amônia

O nitrogênio ocorre principalmente na atmosfera, nos solos e em substâncias orgânicas. Na presença de oxigênio, o nitrogênio biológico é sucessivamente oxidado para: amônia, nitrito e finalmente nitrato. Na litosfera o nitrogênio é um elemento com pouca representação e se encontra sobretudo nas argilas e rochas argilosas.

No meio aquático, o elemento químico nitrogênio pode ser encontrado sob diversas formas: (i) o nitrogênio molecular (N_2): está continuamente, sujeito a perdas para a atmosfera; algumas espécies de algas conseguem fixar o nitrogênio atmosférico, o que permite seu crescimento mesmo quando as outras formas de nitrogênio não estão disponíveis na massa líquida; (ii) nitrogênio orgânico: constituído por nitrogênio na forma dissolvida (compostos nitrogenados orgânicos) ou particulada (biomassa de organismos); (iii) íon amônia (NH_4^+): forma reduzida do nitrogênio, sendo encontrada em condições de anaerobiose; serve como indicador do lançamento de esgotos de elevada carga orgânica; (iv) íon nitrito (NO_2^-): forma intermediária do processo de oxidação, apresentando uma forte instabilidade no meio aquoso; e (v) íon nitrato (NO_3^-): forma oxidada de nitrogênio, encontrada em condições de aerobiose.

São diversas as fontes de nitrogênio nas águas naturais. Os esgotos sanitários constituem em geral a principal fonte de proveniência de nitrogênio, lançando nas águas como nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, devido à hidrólise sofrida pela uréia na água. Alguns efluentes industriais também concorrem para as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nas águas, tais como aqueles provenientes de algumas indústrias químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, de conservas alimentícias, matadouros, frigoríficos e curtumes. A atmosfera é outra fonte importante de nitrogênio devido a diversos mecanismos, como por exemplo a fixação biológica desempenhada por bactérias e algas, que incorporam o nitrogênio atmosférico em seus tecidos, contribuindo para

a presença de nitrogênio orgânico nas águas. A fixação química, reação que depende da presença de luz, concorre para a presença de amônia e nitratos nas águas. As lavagens da atmosfera poluída pelas águas pluviais concorrem para a ocorrência de partículas contendo nitrogênio orgânico bem como para a dissolução de amônia e nitratos. Nas áreas agrícolas, o escoamento das águas pluviais nos solos fertilizados também contribui para a presença de diversas formas de nitrogênio. Também nas áreas urbanas, as drenagens de águas pluviais associadas às deficiências do sistema de limpeza pública, constituem fonte difusa de difícil caracterização.

Como visto, o nitrogênio pode ser encontrado nas águas nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato. As duas primeiras chamam-se formas reduzidas e as duas últimas, formas oxidadas. Pode-se associar a idade da poluição relacionando-a às formas de ocorrência de nitrogênio. Ou seja, se for coletada uma amostra de água de um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das formas reduzidas, isso significará que o foco de poluição se encontra próximo. Se prevalecer nitrito e nitrato, ao contrário, significará que as descargas de esgotos se encontram distantes. Nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de: nitrogênio orgânico na zona de degradação; amoniacal na zona de decomposição ativa; nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas.

Pela Resolução nº 357/2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (BRASIL, 2012), o nitrogênio amoniacal é padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos. A amônia é um tóxico que em muito restringe a vida de peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Além disso, como visto anteriormente, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, a chamada DBO (demanda biológica de oxigênio) de segundo estágio. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante parâmetro de classificação das águas naturais e é normalmente utilizado na constituição de índices de qualidade das águas.

Os nitratos são tóxicos e causam uma doença chamada metahemoglobinemia, que é letal para crianças; o nitrato reduz-se a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul. Por isto, o nitrato é padrão de potabilidade da água para consumo humano. De acordo com a Portaria 2.914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), o valor máximo permitido é de 10 mg/L.

2.4.16 OD – Oxigênio Dissolvido

O oxigênio proveniente da atmosfera dissolve-se nas águas naturais, devido à

diferença de pressão parcial. Este mecanismo é regido pela Lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água, em função da temperatura: $CSAT = \alpha \cdot p_{gás}$ onde α é uma constante que varia inversamente proporcional à temperatura e $p_{gás}$ é a pressão exercida pelo gás sobre a superfície do líquido. No caso do oxigênio, ele é constituinte de 21% da atmosfera e, pela lei de Dalton, exerce uma pressão de 0,21 atm. Para 20°C, por exemplo, α é igual a 43,9 e, portanto, a concentração de saturação de oxigênio em uma água superficial é igual a $43,9 \times 0,21 = 9,2$ mg/L. É muito comum em livros de química, a apresentação de tabelas de concentrações de saturação de oxigênio em função da temperatura, da pressão e da salinidade da água. A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais, a partir da superfície, depende das características hidráulicas e é proporcional à velocidade. Assim, a taxa de reaeração superficial em uma cascata (queda d'água) é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, aonde a velocidade normalmente bastante baixa.

2.4.17 Ferro e Manganês

Os elementos ferro e manganês, por apresentarem comportamento químico semelhante, podem ter seus efeitos na qualidade da água abordados conjuntamente. Muito embora esses elementos não apresentem inconvenientes à saúde, nas concentrações normalmente encontradas nas águas naturais, eles podem provocar problemas de ordem estética (manchas em roupas ou vasos sanitários) ou prejudicar determinados usos industriais da água. De acordo com a Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011), os valores máximos permitidos são de 0,3 mg/L para o ferro e 0,1 mg/L para o manganês. É importante observar, que no caso do Estado de Minas Gerais, em função das características geoquímicas das bacias de drenagem, as águas apresentam naturalmente teores elevados de ferro e manganês, que podem até mesmo superar os limites fixados pelo padrão de potabilidade. Altas concentrações desses elementos são também encontradas em situações de ausência de oxigênio dissolvido, como, por exemplo, em águas subterrâneas ou nas camadas mais profundas dos lagos. Em condições de anaerobiose, o ferro e o manganês apresentam-se em sua forma solúvel (Fe^{2+} e Mn^{2+}), voltando a precipitar-se quando em contato com o oxigênio - Fe^{3+} e Mn^{4+} .

2.4.18 Flúor

O fluoreto contido nas águas superficiais e subterrâneas, em geral ocorre em concentrações baixas, mas o intemperismo de rochas e o aporte desse elemento, a partir de

fontes antropogênicas, podem aumentar substancialmente as concentrações do mesmo. As águas de fontes hidrotermais frequentemente apresentam altas concentrações de flúor.

É significativo o aumento da exposição da população ao contato com as diversas fontes de flúor, tais como dentifrícios e água de abastecimento público. O flúor ingerido pode ter um papel fundamental na prevenção e controle das cáries dentárias em crianças e adultos, porém, dependendo da dose e do tempo de exposição, ele pode ocasionar intoxicação crônica.

A fluorose dentária é o efeito tóxico mais comum da intoxicação crônica pelo flúor. Caracteriza-se como uma anomalia do desenvolvimento dos dentes, associada a deformações do esmalte e o aumento consequente de porosidade, opacidade, manchamento e mesmo a erosão do esmalte. Além de causar mudanças estéticas nos dentes, a fluorose leva ao aparecimento de manchas de cor branca, marrom e até preta na superfície dos mesmos. A erosão do esmalte pode gerar deformidades anatômicas nos dentes, levando, em alguns casos, à perda dos mesmos. A doença ocorre em consequência da ingestão, por períodos prolongados, de flúor em quantidade acima do limite estabelecido, durante a fase de vida em que o esmalte está em formação, ou seja, do nascimento da criança até a idade dos quatro a cinco anos. Essa ingestão de fluoreto em excesso pode causar uma lesão de hipomineralização, subsuperficial profunda, que pode alcançar até a superfície do esmalte externo, a qual, em casos mais severos, se rompe logo após a erupção.

2.4.19 Potássio (K)

O potássio é encontrado em baixas concentrações nas águas naturais, já que rochas que contenham potássio são relativamente resistentes às ações do tempo. Entretanto, sais de potássio são largamente usados na indústria e em fertilizantes para agricultura, entrando nas águas doces através das descargas industriais e de áreas agrícolas. O potássio é usualmente encontrado na forma iônica e os sais são altamente solúveis. Ele é pronto para ser incorporado em estruturas minerais e acumulado pela biota aquática, pois é um elemento nutricional essencial. As concentrações em águas naturais são usualmente menores que 10 mg/L. Valores da ordem de grandeza de 100 e 25.000 mg/L podem indicar a ocorrência de fontes quentes e salmouras, respectivamente.

2.4.20. Sódio (Na)

É um constituinte maior das rochas ígneas (28.000 mg/Kg). Ocorre em plagioclásio, principalmente albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) e é liberado durante o intemperismo destes silicatos. O sódio geralmente está presente nas águas doces como íons Na^+ ; em soluções concentradas

ocorrem NaCO_3^- , NaHCO_3^- e NaSO_4^- . As mais altas concentrações de sódio ocorrem em associação com íons Cl^- .

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das 24 variáveis analisadas em 119 pontos amostrados, a maior dispersão, medida pelo coeficiente de variação, foi identificada na amônia com 433,62% (média = 0,65 e desvio-padrão = 2,80), em contraste com a menor dispersão apresentada pela variável T_ar que foi de 8,16% (média = 32,88 e desvio-padrão = 2,68). A Tabela 1 apresenta as principais estatísticas descritivas das variáveis iniciais.

TABELA 1 - Estatísticas descritiva básicas das variáveis iniciais.

Variavel	Media	Desvio-padrão	Minimo	Maximo	Coef Variacao
Condutividade	119,98	80,80	10,00	423,00	67,34
ORP	69,55	31,95	4,50	135,80	45,94
TDS	66,10	43,03	8,52	211,00	65,10
Salinidade	60,81	34,87	16,65	201,40	57,34
Bicarbonato	56,71	63,52	0,01	550,00	112,01
Temp_ar	32,88	2,68	25,30	41,90	8,16
Temp_agua	30,93	25,21	26,90	294,00	81,49
Turbidez	22,30	57,05	0,02	520,00	255,86
Sulfato	21,18	18,08	0,00	76,25	85,38
Cloreto	17,62	16,37	0,00	95,50	92,92
Dureza	17,35	20,92	0,00	119,00	120,57
Resistidade	14,08	13,50	2,04	58,04	95,87
NE	5,80	4,17	0,00	17,25	71,93
ion_Ca	5,42	10,55	0,00	93,60	194,57
pH	5,22	0,62	3,99	7,01	11,97
Nitrato	4,74	4,60	0,00	23,51	97,08
OD	3,84	8,05	0,00	73,60	209,60
ion_M	2,01	4,16	0,00	41,00	207,20
ion_Na	0,90	0,81	0,04	3,80	90,11
Amonia	0,65	2,80	0,00	24,14	433,62
ion_Fe	0,19	0,42	0,00	2,75	217,72
Fluor	0,17	0,21	0,00	1,09	127,54
ion_Mn	0,02	0,10	0,00	0,95	409,84
ion_K	0,02	0,01	0,01	0,07	78,93

Na matriz de correlações das variáveis iniciais apresentada na Tabela 2. na parte superior, acima da diagonal principal, são mostradas as correlações e na parte inferior, abaixo da diagonal principal os níveis de significância. São apresentadas apenas as correlações com significância abaixo de 10% (em negrito) e abaixo de 5% (em vermelho). Nesta matriz os

maiores coeficientes de correlações, com nível de significância $p < 0,05$, foram identificados entre as variáveis salinidade-condutividade, salinidade-TDS e TDS-condutividade.; além disso, as variáveis cloreto e dureza foram as que apresentaram boas correlações com maior número de variáveis (cloreto-condutividade, cloreto-TDS, cloreto-salinidade, dureza-pH, dureza-condutividade, dureza-TDS e dureza-Salinidade). Assim, estas variáveis terão maior importância na composição quando da análise das cargas fatoriais na formação dos fatores comuns.

TABELA 2 - Matriz de correlação das variáveis iniciais

	NE	T_ar	T_agua	pH	Cond	TDS	Salin	Fluor	Amonia	Cloreto	Dureza	ion_Fe	ion_Mn	Sulfato	Turb	ion_Ca	ion_M	ion_Na	ion_K	Bicarb	OD	ORP	Resis	Nitrato
NE	1	-0,16	-0,03	0,01	-0,17	-0,18	-0,18	0,02	-0,03	-0,05	-0,12	-0,27	0	-0,2	0,1	-0,09	-0,09	-0,23	-0,11	-0,12	0,18	-0,03	0,07	-0,01
T_ar	0,0997	1	0,03	-0,05	-0,06	-0,06	-0,05	0,1	0,07	-0,14	0,04	-0,01	-0,01	0,11	-0,04	0,05	-0,08	0,05	0,12	0,1	0,09	0,06	0,18	-0,06
T_agua			1	0,03	-0,02	-0,01	-0,02	-0,07	-0,02	-0,04	-0,03	-0,03	0,09	0,11	-0,02	-0,03	-0,02	0,05	0,02	0,01	-0,04	-0,01	-0,04	-0,04
pH				1	0,36	0,33	0,36	0,06	0,01	0,17	0,61	0,39	0	-0,01	0,25	0,53	0,18	-0,07	-0,16	-0,12	0,05	-0,9	-0,23	-0,39
Cond	0,0757			0,0001	1	0,99	1	0,16	0,13	0,66	0,63	0,15	-0,1	-0,03	0,04	0,56	0,12	0	-0,04	0	-0,14	-0,28	-0,62	0,23
TDS	0,0644			0,0003	0	1	1	0,16	0,13	0,67	0,61	0,13	-0,11	-0,04	0,05	0,54	0,12	0,01	-0,02	0	-0,15	-0,27	-0,62	0,25
Salin	0,057			0,0001	0	0	1	0,16	0,12	0,66	0,64	0,15	-0,1	-0,03	0,03	0,58	0,12	0	-0,03	-0,01	-0,14	-0,28	-0,6	0,22
Fluor					0,0916	0,0978	0,0964	1	0,15	-0,02	0,21	0,1	-0,04	0,04	-0,01	0,15	0,03	0,02	0,02	-0,05	-0,04	-0,05	-0,05	0,1
Amonia									1	0,02	0,04	-0,02	-0,05	0,11	-0,04	0,05	0	0,32	0,39	0	-0,07	-0,01	0,34	0,28
Cloreto				0,0686	0	0	0			1	0,24	-0,03	-0,08	-0,24	0,02	0,15	0,08	-0,1	-0,02	0,03	-0,08	-0,11	-0,43	0,19
Dureza				0	0	0	0	0,0297		0,0115	1	0,4	-0,05	0,08	0,12	0,81	0,21	0,1	-0,05	-0,06	-0,06	-0,54	-0,33	-0,15
ion_Fe	0,0045			0							0	1	0,23	0,34	0,26	0,52	0,06	-0,05	-0,13	-0,06	-0,05	-0,3	-0,11	-0,2
ion_Mn												0,0167	1	0,18	0,09	-0,04	-0,06	-0,06	-0,06	-0,03	-0,05	0,02	0	-0,11
Sulfato	0,0363									0,012		0,0002	0,0549	1	0	0,06	0,07	-0,06	0,02	-0,03	-0,25	0,02	0,01	0,09
Turb				0,008								0,005			1	0,11	0,01	-0,13	-0,13	-0,03	0	-0,21	-0,12	-0,1
ion_Ca				0	0	0	0				0	0				1	0,1	0,03	-0,06	-0,05	-0,04	-0,43	-0,23	-0,07
ion_M				0,0628							0,024						1	-0,07	-0,05	-0,05	-0,06	-0,17	-0,12	-0,14
ion_Na	0,0153								0,0005									1	0,46	0,13	-0,11	0,08	0,16	0,16
ion_K				0,0975					0									0	1	0,13	-0,09	0,18	0,13	0,16
Bicarb																				1	-0,02	0,13	-0,03	-0,01
OD	0,0977													0,0193							1	-0,05	0,19	-0,22
ORP				0	0,0026	0,0051	0,0026				0	0,0012			0,0295	0	0,0745		0,0643			1	0,14	0,4
Resis		0,0656		0,0174	0	0	0		0,0004	0	0,0006					0,0171		0,0941			0,0981		1	-0,12
Nitrato				0	0,0136	0,0094	0,022		0,0035	0,0522		0,0411							0,0969		0,0476	0		1

Valores em negrito (vermelho) : $p < 0,05$ Valores em negrito (preto) : $p < 0,10$

Os resultados dos testes KMO e MAA para a verificação da adequacidade dos dados iniciais foram calculados e, embora o teste KMO tenha resultado num valor igual a 0,73 (medida aceitável), nas medidas MAA diversas variáveis apresentaram valores abaixo do ideal (0,7), como se pode ver nos dados seguir:

MAA 1 = 0,5328	MAA 9 = 0,4593	MAA 17 = 0,6157
MAA 2 = 0,5349	MAA 10 = 0,8189	MAA 18 = 0,5557
MAA 3 = 0,2780	MAA 11 = 0,8569	MAA 19 = 0,6347
MAA 4 = 0,7312	MAA 12 = 0,6176	MAA 20 = 0,6242
MAA 5 = 0,8770	MAA 13 = 0,5666	MAA 21 = 0,5835
MAA 6 = 0,8183	MAA 14 = 0,3768	MAA 22 = 0,7094
MAA 7 = 0,7563	MAA 15 = 0,6212	MAA 23 = 0,7147
MAA 8 = 0,6388508	MAA 16 = 0,7087	MAA 24 = 0,6578

Após a eliminação de algumas variáveis com baixos MAA, ficaram 15 variáveis seleccionadas. Neste caso, se obteve KMO = 0,81 e a grande maioria de valores de MAA acima de 0,7, conforme dados abaixo:

MAA 1 = 0.7344	MAA 6 = 0.9313	MAA 11 = 0.7382
MAA 2 = 0.8908	MAA 7 = 0.8770	MAA 12 = 0.6071
MAA 3 = 0.8381	MAA 8 = 0.8221	MAA 13 = 0.7056
MAA 4 = 0.7755	MAA 9 = 0.6090	MAA 14 = 0.8872
MAA 5 = 0.7099	MAA 10 = 0.7811	MAA 15 = 0.7047

Para as 15 variáveis seleccionadas, a variável condutividade apresentou maior média e desvio padrão, enquanto o potássio (K) mostrou menor variabilidade. O maior e menor coeficiente de variação foi apresentado pela turbidez e pH, respectivamente (Tabela 3). Os

coeficientes de variação relativamente altos são indicação da inconstância dos valores dos parâmetros. Essa grande variabilidade pode ser consequência das intervenções antrópicas na área estudada. A Tabela 3 apresenta as principais estatísticas descritivas das variáveis selecionadas.

TABELA 3 - Estatísticas descritiva básica das variáveis selecionadas

Estatística	Média	Desvio-padrão	Mínimo	Máximo	Coef Variação
Condutividade	119,98	80,80	10,00	423,00	67,34
ORP	69,55	31,80	4,50	135,80	45,73
TDS	66,10	43,03	8,52	211,00	65,10
Salinidade	60,81	34,87	16,65	201,40	57,34
Turbidez	22,30	57,05	0,02	520,00	255,86
Cloreto	17,62	16,37	0,00	95,50	92,92
Dureza	17,35	20,92	0,00	119,00	120,57
Resistividade	14,08	13,19	2,04	58,04	93,67
Cálcio	5,42	10,55	0,00	93,60	194,57
pH	5,22	0,62	3,99	7,01	11,97
Nitrato	4,74	4,58	0,00	23,51	96,64
Magnésio	2,01	4,16	0,00	41,00	207,20
Ferro	0,19	0,42	0,00	2,75	217,72
Flúor	0,17	0,21	0,00	1,09	127,54
Potássio	0,02	0,01	0,01	0,07	78,93

A extração da matriz de correlação das variáveis selecionadas possibilitou a escolha das variáveis mais significativas, as quais têm um papel destacado na interpretação da proposta de estudo. A dependência, com a respectiva significância, das variáveis medidas pode ser vista por meio da matriz de correlação das variáveis selecionadas (Tabela 2 e Figura 2). Maiores correlações foram apresentadas entre variáveis condutividade x salinidade ($r = 0,996$), salinidade x TDS ($r = 0,996$) e condutividade x TDS ($r = 0,994$). Entretanto, as variáveis pH, condutividade, TDS, salinidade, cloreto, dureza, flúor e ORP apresentaram coeficientes de correlações significativos com maior número de variáveis e, portanto, terão maior importância na composição dos fatores comuns. ORP apresentou correlações negativas com turbidez, cálcio e magnésio. Essas considerações servem de referência quando da análise das cargas fatoriais dos fatores comuns.

Na Tabela 4 consta a matriz de correlações das variáveis selecionadas. Na parte superior, acima da diagonal principal são mostradas as correlações e na parte inferior, abaixo da diagonal principal os níveis de significância. São apresentadas apenas as correlações com significância abaixo de 10% (em negrito) e abaixo de 5% (em vermelho)

TABELA 4 - Matriz de correlação das variáveis selecionadas

	Ph	Cond	TDS	Sal	Fluor	Clor	Dureza	i_Fe	Turb	i_Ca	i_M	i_K	ORP	Resis	Nitrato
pH	1	0,356	0,334	0,356	0,0609	0,173	0,612	0,392	0,2505	0,533	0,177	-0,158	-0,902	-0,228	-0,393
Cond	0,0001	1	0,994	0,996	0,1609	0,664	0,632	0,145	0,0446	0,557	0,119	-0,038	-0,282	-0,617	0,233
TDS	0,0003	0,0000	1	0,996	0,1579	0,668	0,61	0,129	0,0464	0,537	0,116	-0,022	-0,263	-0,614	0,245
Sal	0,0001	0,0000	0,0000	1	0,1586	0,66	0,644	0,152	0,0339	0,576	0,115	-0,031	-0,282	-0,598	0,217
Fluor		0,0916	0,0978	0,0964	1	-0,023	0,207	0,096	-0,0085	0,151	0,026	0,024	-0,049	-0,051	0,102
Clor	0,0686	0,0000	0,0000	0,0000		1	0,239	-0,028	0,0201	0,154	0,08	-0,017	-0,115	-0,428	0,185
Dureza	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0297	0,0115	1	0,403	0,1183	0,813	0,214	-0,052	-0,543	-0,328	-0,151
i_Fe	0,0000						0,0000	1	0,2645	0,516	0,062	-0,131	-0,304	-0,111	-0,195
Turb	0,0080							0,0050	1	0,107	0,015	-0,131	-0,208	-0,119	-0,103
i_Ca	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000			0,0000	0,0000		1	0,103	-0,064	-0,426	-0,231	-0,067
i_M	0,0628						0,0240				1	-0,049	-0,171	-0,124	-0,144
i_K	0,0975											1	0,177	0,133	0,159
ORP	0,0000	0,0027	0,0054	0,0027			0,0000	0,0012	0,0289	0,0000	0,0734	0,0632	1	0,14	0,394
Resis	0,0163	0,0000	0,0000	0,0000		0,0000	0,0004			0,0149				1	-0,117
Nitrato	0,0000	0,0138	0,0096	0,0222		0,0515	0,0404					0,0958	0,0000		1

Valores em negrito (vermelho) : $p < 0,05$ Valores em negrito (preto) : $p < 0,10$

A matriz de correlações das variáveis selecionadas também pode ser representada em um *corgrama*, que está implementado em R na função *corrplot* do pacote *corrplot*. Na Figura 2 todas as correlações estão em cor azul porque são positivas, com tons mais fortes para as correlações mais altas. Pode-se visualizar, neste gráfico, as correlações positivas e negativas.

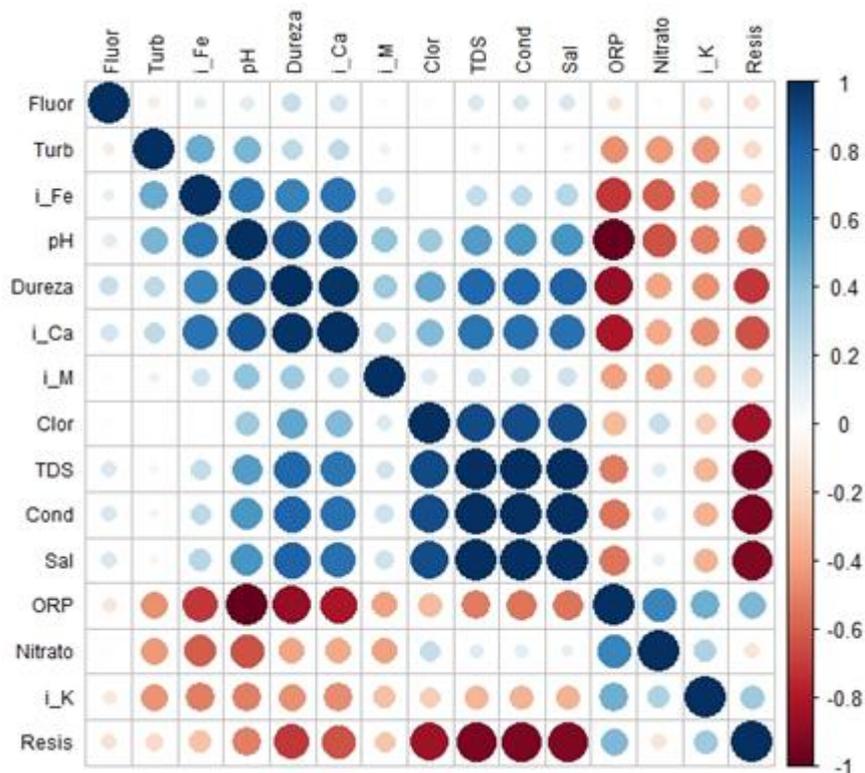


Figura 2 - Corgrama das variáveis selecionadas

Em seguida foi feita a decomposição da matriz de correlação que, baseada nas inter-relações existentes entre os dados originais, pode reduzir a dimensão do espaço das variáveis observadas, num espaço de dimensão inferior, representado pelos fatores comuns. As cargas dos fatores foram obtidas, pelo método da máxima verossimilhança. Foram estimadas também as comunalidades, ou seja, a variância que cada variável relatada compartilha com todas as outras, e a porção da variância explicada pelos seis fatores principais neste caso, obtidas na solução fatorial (Tabela 5). Pequenos valores de comunalidade indicam que a variável não se

enquadra na solução fatorial encontrada, neste estudo as variáveis que mostraram menores valores foram a flúor (0,065), magnésio (0,077) e potássio (0,094). Observa-se na Tabela 5 que os fatores 1 e 2 explicam juntos cerca de 50% da variabilidade dos dados. Os fatores foram obtidos sem a utilização de métodos de rotação de eixo, pois os mesmos não otimizaram a solução.

TABELA 5 - Fatores, comunalidade e variância explicada das variáveis selecionadas

Variável	Fator1	Fator2	Fator3	Fator4	Fator5	Fator6	Comunalidade
Ph	0,5563	-0,6385	-0,1370	0,3325	0,1356	-0,0688	0,8696
Condutividade	0,9381	0,2740	-0,1896	-0,0597	0,0114	-0,0173	0,9950
TDS	0,9279	0,2968	-0,2039	-0,0651	-0,0005	-0,0227	0,9954
Salinidade	0,9438	0,2603	-0,1759	-0,0795	-0,0137	-0,0260	0,9966
Flúor	0,1841	0,0424	0,1055	0,0377	-0,0159	0,1273	0,0647
Cloreto	0,5413	0,3071	-0,3620	-0,0424	0,0390	-0,0238	0,5223
Dureza	0,8347	-0,3473	0,2776	-0,0426	0,0001	0,3144	0,9950
Ferro	0,3047	-0,3380	0,2885	-0,0264	0,3269	-0,1574	0,4226
Turbidez	0,0949	-0,1666	-0,0246	0,0882	0,4206	-0,0271	0,2228
Cálcio	0,7711	-0,2837	0,5100	-0,0697	-0,0015	-0,2344	0,9950
Magnésio	0,1581	-0,1525	-0,0623	-0,0366	0,0543	0,1429	0,0768
Potássio	-0,0608	0,1656	0,0979	-0,0169	-0,2142	0,0893	0,0948
ORP	-0,4844	0,6826	0,2290	-0,4900	0,0052	0,0436	0,9950
Resistividade	-0,5382	-0,2004	0,2420	0,0736	-0,3405	-0,0378	0,5112
Nitrato	0,0861	0,8489	0,2850	0,4297	0,0009	0,0342	0,9950
Var Exp	0,3481	0,1570	0,0597	0,0383	0,0313	0,0157	
Var Acum	0,3481	0,5051	0,5649	0,6032	0,6344	0,6501	

Como a dispersão das variáveis iniciais SDT- sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica e salinidade, medidas pelo coeficiente de variação, são similares e, à medida que a quantidade de íons cresce (sólidos dissolvidos) a condutividade também cresce e, por conseguinte acarreta também o aumento da salinidade; assim, de acordo com Milsom (2003), o aumento da quantidade de água e/ou de sua salinidade é a responsável pela diminuição da resistividade no subsolo. Neste caso, relacionando-se as duas primeiras componentes principais no gráfico F1xF2 (Figura 3), que explicam juntas 50,51% da variância total, foi observado que as variáveis TDS, condutividade elétrica e salinidade relacionam-se

negativamente com a variável resistividade, o que confirma o exposto anteriormente.

No trabalho de Campos e Drews (1999) sobre águas subterrâneas da região urbana de Porto Velho, foi identificado que os maiores valores de condutividade elétrica tendem a se concentrar na área de maior densidade populacional, o que pode indicar que estar havendo um incremento de elementos químicos (íons) na água subterrânea, a partir de fossas e/ou lixos diversos produzidos pela população. Enquanto que na periferia da área urbana, os valores de condutividade elétrica se encontram abaixo da média.

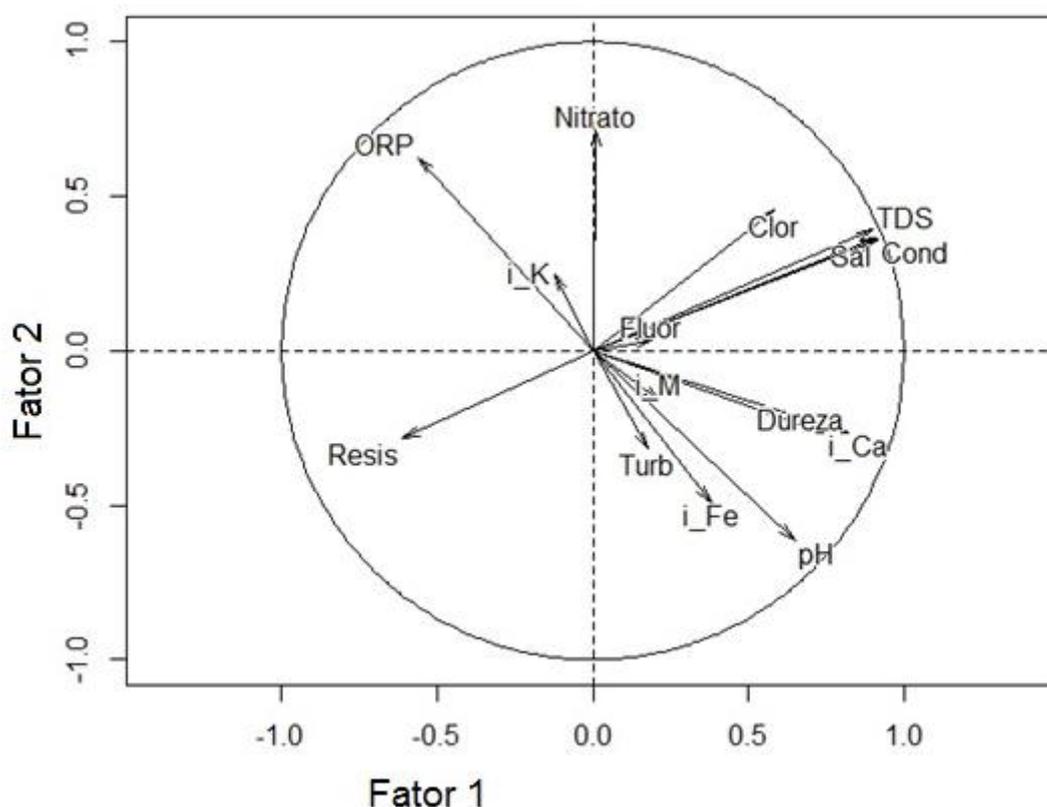


Figura 3 - Relação dos dois primeiros fatores, F1 e F2

A seqüência dos cálculos da análise fatorial resulta na matriz de pesos fatoriais, ou seja, os coeficientes estimadores dos fatores principais, que foram obtidos através do critério de Bartlett (HAIR et al., 1998; TOLEDO & NICOLELLA, 2002) e os resultados para o fator 1, representam a parte mais abrangente das variáveis em estudo, por isto, o referido fator é considerado índice de qualidade de águas subterrâneas (IQAS). Observa-se que as variáveis que mais influenciaram em sua formação foram a salinidade, a condutividade elétrica, o TDS,

cloreto, dureza e cálcio, indicando a grande influência dos parâmetros, especialmente salinidade e condutividade elétrica, na qualidade da água local, consequência provável de poços que geralmente apresentam localização inadequada (próximos á fossas sépticas), falta de manutenção e cuidados antes da utilização da água para consumo humano, infiltração de efluentes originados em fossas sépticas, baixo índice de esgotamento sanitário e vazamento na rede de esgoto.

Os primeiros seis coeficientes têm influência mais acentuada na composição do valor do índice do que os três últimos e estão associados às variáveis que aumentam com a poluição, ao passo que a variável Z_{15} (resistividade) é a que tem mais influência na obtenção de um valor de índice negativo. O IQAS calculado por este procedimento possui média zero e variância unitária, estando compreendido entre -3 e 3 , denotando os valores negativos como os de melhor qualidade.

O índice mostra melhor qualidade de água (menor valor) quando os valores das variáveis com sinal positivo (salinidade (Z_1), condutividade (Z_2), TDS (Z_3), cloreto (Z_4), dureza (Z_5), cálcio (Z_6), pH (Z_7), nitrato (Z_8), flúor (Z_9), ferro (Z_{10}), magnésio (Z_{11}) turbidez (Z_{12}), potássio (Z_{13}), ORP (Z_{14}) e resistividade (Z_{15})) são altos.

Os valores calculados de IQAS, para cada ponto de amostragem, num total de 119, denominados escores fatoriais, podem ser calculados a partir da relação (4). Neste caso foi obtido o resultado a seguir:

$$\begin{aligned}
 IQA = \hat{F} = & 0,40000Z_1 + 0,32822Z_2 + 0,26953Z_3 + 0,00197Z_4 + 0,00175Z_5 + \\
 & + 0,00135Z_6 + 0,00067Z_7 + 0,00040Z_8 + 0,00027Z_9 + 0,00025Z_{10} + \\
 & + 0,00020Z_{11} + 0,00007Z_{12} - 0,00005Z_{13} - 0,00050Z_{14} - 0,000161Z_{15}
 \end{aligned}$$

Após o cálculo do IQAS de cada uma das 15 variáveis selecionadas nos 119 poços, foi feito o mapeamento dos valores do IQAS sobre toda a área de estudo com o auxílio da geoestatística. Inicialmente foi realizada a modelagem do padrão espacial com uso do semivariograma e, em seguida, foi aplicada a técnica da krigagem ordinária para interpolação

dos valores em cada nó da malha de amostragem, construída sobre a área de estudo para a confecção do mapa do IQAS.

A Figura 4 apresenta o semivariograma amostral (ou experimental) do modelo esférico que foi ajustado no modelamento, com os seguintes parâmetros: sill de 0,13, alcance de 0,013 grau decimal (equivalente a 1,443 km) e efeito pepita de 0,2.

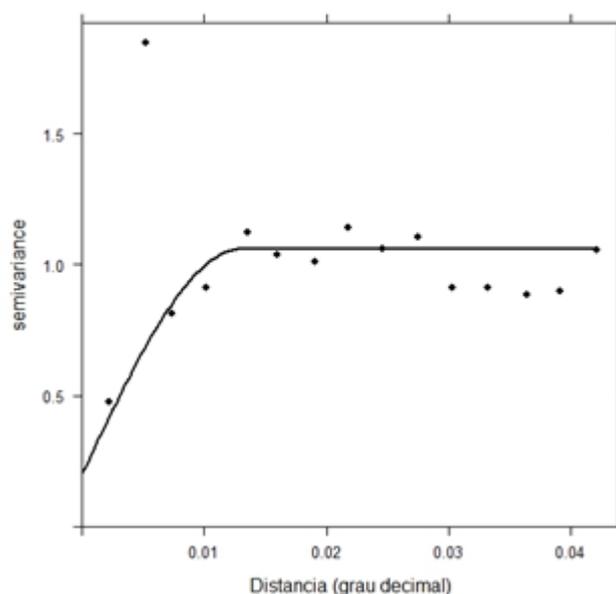


Figura 4. Variograma experimental (pontos) e modelo ajustado (linha contínua) para o IQAS

Os parâmetros do modelo de variograma ajustado foram utilizados na krigagem ordinária para a realização do mapeamento do IQAS, mostrado na Figura 5.

Os menores valores de IQAS representam áreas com melhor qualidade da água. As localizações com manchas com destaques de amarelo a vermelho correspondem a valores de IQAS mais elevados, ou seja, representam os locais com pior qualidade de água. Neste caso, tendo em vista que, em função do processo de ocupação e uso do solo, até hoje existem muitas residências e comércios cujos poços para captação de águas subterrâneas não foram construídos em locais adequados, pois estão próximos de fossas sépticas e de postos de combustíveis antigos. Além disso, também existem poços que foram abandonados e aterrados com entulhos. Tres áreas com manchas em vermelho, indicando IQAS maior que 2,

localizadas na zona residencial de baixa densidade, podem ser identificadas no mapa e parecem necessitar de atenção espacial quanto à qualidade da água que ali ocorrem.

As áreas com cor verde (mais intenso) variando até azul, correspondem a valores de IQAS mais baixos, isto é, são os locais com melhor qualidade de água. Nesses locais existem áreas com residências, condomínios e comércios, que possuem esgotamento sanitário, bem como diversos trechos desse espaço são assistidos por saneamento. Além disso, nestes locais, pode-se observar de modo acentuado a presença da construção poços tubulares o que pode contribuir para uma melhor qualidade da água.

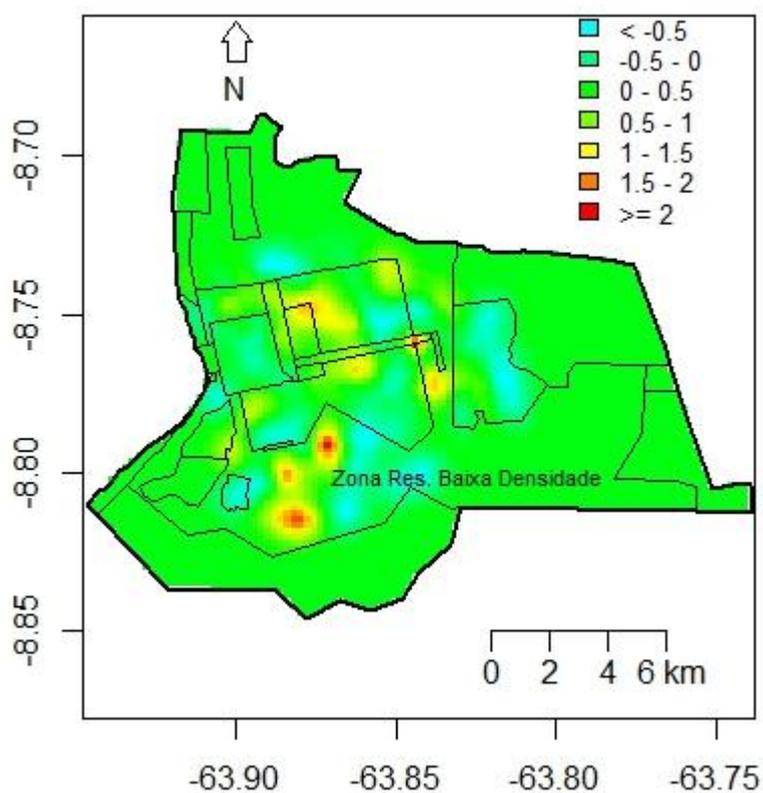


Figura 5 - Distribuição do IQAS na área de estudo

4. CONCLUSÃO

O IQAS que foi construído é sensível às variáveis iniciais utilizadas, pois na ocorrência de inclusão ou exclusão de variáveis iniciais, a estrutura do IQAS também resulta alterada. Além disso, este IQAS mede a qualidade de água para os locais amostrados na época da amostragem.

A técnica de análise fatorial utilizada para a construção do IQAS mostrou-se satisfatória, nas condições em que foi aplicada, tendo em vista que as variáveis identificadas com maiores influências no IQAS (salinidade, condutividade elétrica, TDS, cloreto, dureza e cálcio) são coerentes com a realidade dos locais dos poços amostrados, condições de captação e manutenção de seus usuários.

Com a aplicação da geoestatística no mapeamento do IQAS foi possível melhorar sensivelmente a identificação da distribuição do IQAS em toda a malha amostrada, por zona de adensamento demográfico da cidade de Porto Velho.

O IQAS apresentado também pode ser melhorado, a partir de estudos que possibilite a confrontação de metodologias de construção de índice de qualidade de água.

5. REFERÊNCIAS

- ABDALLA, K.V.P., CAVALCANTE, P.R.S., NETO, J.P.C., BARBIERI, R., NETO, M.C.M. **Avaliação Da Dureza E Das Concentrações De Cálcio E Magnésio Em Águas Subterrâneas Da Zona Urbana E Rural Do Município De Rosário-Ma.** XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro Nacional de Perfuradores de Poços. XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Maranhão, 2010.
- ADAMY, Amilcar, ROMANINI, Sérgio José (Orgs.), **Geologia da Região Porto Velho-Abunã; folhas Porto Velho (SC.20-V-B-V), Mutumparaná (SC.20-D-I) e Abunã SC.20-V-C-V) Estados de Rondônia e Amazonas.** Brasília: DNPM/CPRM, 1990. 273p. (Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil-PLGB).
- ANDRIOTTI, J. L. S. **Fundamentos de estatística e geoestatística.** São Leopoldo-RS: Editora da UNISINOS, 2004. 165 p.
- ALMEIDA, R. A. S. **Índice de qualidade de águas subterrâneas destinados ao uso na produção de água potável (IQUAS).** Salvador, 2007. 188 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana da Escola Politécnica), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2007.
- AMORIM, J. R. A.; CRUZ, M. A. S.; RESENDE, R. S. **Qualidade da água subterrânea para irrigação na bacia hidrográfica do rio Piauí, em Sergipe.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, v. 14, n. 8, p. 804-811, 2010.
- APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association & WEF – Water Environmental Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Eaton, A.D.; L.S. Clesceri; A.E. Greeberg (Ed.). Washington, D.C., 1990.
- BACCAN, N.; ANDRADE, J. C.; GODINHO, O. E. S.; BARONE, J. S. **Química quantitativa elementar.** São Paulo: Edgard Blucher; Campinas: Universidade Estadual de Campinas, 1979. 245 p.
- BAHIA, M. A. S. **Caracterização biogeoquímica de águas subterrâneas da zona urbana de Porto Velho.** Belém, 1997. 129 p. Dissertação (Mestrado em Geologia e Geoquímica) - Universidade Federal do Pará, Belém, 1997.
- BETTENCOURT, J.S., TOSDAL, R.M., LEITE JR., W.B., PAYOLLA, B.L. **Mesoproterozoic rapakivi granites of the Rondônia Tin Province, southwestern border of the Amazonian craton, Brazil – I. Reconnaissance U-Pb geochronology and regional implications.** Precambrian Research, 95, p.41-67, 1999.
- BRAGA., L. P. V.; **Geoestatística e aplicações.** In: Simpósio Brasileiro De Probabilidade E Estatística, 9., 1990, São Paulo. Anais. São Paulo: IME-USP, 1990. p. 1-36

- BRANDÃO, C. J.; BOTELHO, M. J. C.; SATO, M. I. Z.; LMPARELLI, M. C. (Orgs.). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: Ministério da Saúde/Secretaria de Vigilância em Saúde, 2006a. 212p.
- BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006b. 146p.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Contaminação de água para consumo humano com nitrato**. Parecer técnico. 2008.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria MS nº 2.914/2011/**. Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2011. 32 p.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resoluções do Conama: Resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012. 1126p.
- BUSSAB, W. O.; MORETTIN, P. A. **Estatística básica**. São Paulo: Editora Saraiva, 2002. 526 p.
- CALVETE, F.J.S.; RAMIRÉZ J.C. (1990). **Geoestadística: aplicaciones a la hidrología subterránea**. Centro Internacional de Métodos Numéricos em Ingeniería Barcelona, 484 p.
- CAMPOS, J. C. V. **Avaliação preliminar do potencial hidrogeológico da cidade de Porto Velho (RO)**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10, 1998, São Paulo. Anais eletrônicos. Curitiba: UFPR, 1998. Disponível em: < <http://ojs.c3sl.ufpr.br/ojs2/index.php/asubterraneas/article/view/22238/14583> >. Acesso em: 02 mar. 2012.
- CAMPOS, J. C. V.; SILVA FILHO, E. P.; OLIVEIRA, I. R. **Contaminação do aquífero Jaciparaná na cidade de Porto Velho (RO)**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 13, 2004, Cuiabá. Anais... Cuiabá: ABAS, 2004. 1 CD-ROM.
- CAMPOS, J. C. V.; DREWS, M. G. P. **Avaliação do potencial hidrogeológico da área urbana do distrito de Extrema município de Porto Velho RO**. Relatório Técnico – convênio CPRM/FNS. Porto Velho: CPRM, 1999a. 23p.
- CAMPOS, J. C. V.; DREWS, M. G. P. **Avaliação do potencial hidrogeológico da área urbana do distrito de Nova Califórnia município de Porto Velho RO**. Relatório Técnico – convênio CPRM/FNS. Porto Velho: CPRM, 1999b. 19p.
- CELLIGOI, A. **Considerações sobre análise químicas de águas subterráneas**. Geografia, Londrina, v.8, n.1, p.91-97, jan-jun 1999.

- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma técnica L5. 156.**
Determinação de turbidez em água – método nefelométrico: método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1978a. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-cetesb/40-normas>>. Acesso em: 27 mai 2012.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma técnica L5. 137.**
Determinação de nitrogênio nitrato em água – método de ácido fenoldissulfônico: método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1978b. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-cetesb/40-normas>>. Acesso em: 27 mai 2012.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma técnica L5. 136.**
Determinação de nitrogênio amoniacal em água – método de nesslerização com destilação prévia: método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1978c. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-cetesb/40-normas>>. Acesso em: 27 mai 2012.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma técnica L5. 400.**
Determinação de fluoreto em água – método do eletrodo de íon seletivo: método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1987. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-cetesb/40-normas>>. Acesso em: 27 mai 2012.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma técnica L5. 184.**
Determinação de ferro em água – método colorimétrico-automático com ortofenantrolina: método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1991. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-cetesb/40-normas>>. Acesso em: 27 mai 2012.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma técnica L5. 124.**
Determinação de dureza em água – método titulométrico do EDTA: método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1992. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-cetesb/40-normas>>. Acesso em: 27 mai 2012.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma técnica L5. 202.**
Determinação de coliformes totais em água– técnica de tubos múltiplos: método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1993a. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-cetesb/40-normas>>. Acesso em: 27 mai 2012.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Norma técnica L5. 113.**
Determinação de cloreto em água – método do nitrato mercúrio: método de ensaio. São Paulo: CETESB, 1993b. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/servicos/normas-cetesb/40-normas>>. Acesso em: 27 mai 2012.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo.** Série Relatórios – Apêndice A. São Paulo: CETESB, 2009.

Disponível em: < <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/variaveis.pdf> >. Acesso em: 14 dez 2013.

- FEITOSA, F. A. C.; et al. (Org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. p. 179-207.
- FENZL, N. **Introdução à hidrogeoquímica**. Belém: Universidade Federal do Pará, 1986. 189 p.
- FILLIBEN, J.J. **The probability plot correlation coefficient test for normality**. *Technometrics*, p.111-117, 1975.
- GOLDEN SOFTWARE, INC. **Surfer for windows: User's guide**, Colorado, USA. 2002. 640 p.
- GUERRA, P. A. G.. **Geoestatística operacional**. Brasília: Departamento Nacional da Produção Mineral, 1988. 145 p.
- GUIMARÃES, E. C.. **Geoestatística básica e aplicada**. Material didático. Uberlândia-MG. UFU/FAMAT: Núcleo de estudos estatísticos e biométricos, 2004. 48 p.
- HORNE, A. J., and GOLDMAN, C. R. 1994. **Limnology, 2nd edition**. McGraw-Hill, Inc. 1994. 576p.
- ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. **Applied geostatistics**. New York: Oxford University Press, 1989. 561 p.
- ISOTTA C.A.L., CARNEIRO J.M., KATO H.T., BARROS R.J. 1978. **Projeto Província Estanífera de Rondônia**. Porto Velho, CPRM, 16 v.
- JOURNEL, A. G.; HUIJBREGTS, C. J. **Mining geostatistics**. London: Academic Press, 1978. 599 p.
- LANDIM, P. M. B. **Análise estatística de dados geológicos**. São Paulo: Editora da UNESP, 2003. 253 p.
- LEAL, J.W.L., SILVA, G.H., ABREU, A.S., AND LIMA, M.I.C., 1976. **Granito Serra da Providência**. In: Congr. Bras. Geol., 29, Ouro Preto, Brasil, 1976. Anais... Ouro Preto, Sociedade Brasileira de Geociências, 4, 59-74.
- LIMA, M. L. A.; CHAVES, C. A. P.; MELO JUNIOR, H. R.; SIMÃO, F. B. **Aplicação de métodos geoestatísticos para mapeamento de área de risco em saúde pública no município de Porto Velho-RO**. *Vita et Sanitas, Trindade-GO*, v. 2, n. 02, 2008.
- MACBRATNEY, A.B.; WEBSTER, R. **Choosing functions for semivariograms for soil properties and fitting to sampling estimates**. *Journal of Soil Science*, v.37, p.617-639, 1986.

- MANOEL FILHO, J. **Evolução histórica do conhecimento**. In: FEITOSA, F.A.C.; et al. (Org.). Hidrogeologia: conceitos e aplicações. Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. p. 5-12.
- MANZIONE, R. L. **Variabilidade espacial de atributos químicos do solo em Araguari-MG . Botucatu , 2002**. 141 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrônômicas), Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP – Campus de Botucatu, Botucatu-SP, 2002.
- MELLO, J.M.; BATISTA, J.L.F.; RIBEIRO JUNIOR, P. J.; OLIVEIRA, M.S. Ajuste e seleção de modelos espaciais de semivariograma visando à estimativa volumétrica de *Eulyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, n.69, p.25-37, dez 2005.
- MORAIS, P.R.C. **Mapa hidrogeológico do estado de Rondônia**: texto explicativo, escala 1: 1.000.000. Porto Velho: CPRM, 1998, 32p. Programa Recursos Hídricos.
- NASCIMENTO, G. F. **Agricultura de precisão por metodologia geoestatística: aplicação em solos do Estado de Rondônia** . Porto Velho, 2008. 107 p. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente), Instituto de Geociências e Ciências Exatas - UNESP, Rio Claro-SP, 2008.
- NASCIMENTO, G. F.; LANDIM, P. M. B. **Agricultura de precisão por metodologia geoestatística: aplicação em solos de Rondônia**. In: Simpósio De Geoestatística Aplicada Em Ciências Agrárias, 1, 2009, Botucatu-SP. Anais eletrônicos. Botucatu-SP: UNEP, 2009. Disponível em: <<http://www.fca.unesp.br/sgea/Docs/19.pdf>>. Acesso em: 15 jan. 2012.
- NASCIMENTO, G. F.; ZUFFO, C. E.; GOVEIA, G. R. T.; SANTOS, O. O. **Índice de qualidade de águas superficiais da bacia hidrográfica do alto e médio rio Machado – RO**. In: CARMELLO et al. (Orgs). Amazônia: recursos hídricos e diálogos socioambientais. Curitiba: CRV, 2011a. p.165-170.
- NASCIMENTO, G.F.; ZUFFO, C. E.; GOVEIA, G. R. T. **Qualidade de águas superficiais da bacia hidrográfica do alto e médio rio Machado – RO**. In: CARMELLO et al. (Orgs). Amazônia: recursos hídricos e diálogos socioambientais. Curitiba: CRV, 2011b. p.181-186.
- NASCIMENTO, G. F.; ZUFFO, C. E.; GOVEIA, G. R. T.; MOTA, I. O. **Características da qualidade das águas subterrâneas**. In: Congresso Brasileiro De Recursos Hídricos, 19, 2011, Anais. Maceió. Maceió: ABRH, 2011c. p. 89.
- NASCIMENTO, F. M. F.; CARVALHO, J. M.; PEIXINHO, F. C. **Sistema de informação de águas subterrâneas – SIAGAS: histórico, desafios e perspectivas**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 15, 2008, Natal. Anais eletrônicos. Natal: ABRH. Disponível em <http://www.cprm.gov.br/publique/media/evento_flavia.pdf>. Acesso em: 22 jan. 2012.
- NÓBREGA II, M.; CAJAZEIRAS, C. C. A.; OLIVEIRA, E. M.; NASCIMENTO, G. F. **Aplicação de geoestatística na análise de parâmetros de águas subterrâneas em**

Porto Velho - RO. In: Simpósio De Geologia Da Amazônia, 12, 2011, Boa Vista. Anais. Boa Vista: SBG - NO, 2011.

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, São Paulo, v. 21, n. 1, p. 123-137, 2007.

OMS - ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD. **Guías para la calidad del agua potable.** Ginebra: OMS, 1995. 195p.

PANNATIER, Y. **Variowin – Software for spatial data analysis in 2D.** New York: Springer-Verlag, 1996. 90p.

PIVELI, F. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos.** Apostila - Aula 6. Disponível em: <<http://www.leb.esalq.usp.br/disciplinas/Fernando/leb360/Fasciculo%206%20-%20Alcalinidade%20e%20Acidez.pdf>>. Acesso em: 10 nov 2013.

PEREIRA, E.R.S. **Hidrogeoquímica da Ilha de Itaparica, Bahia.** Salvador, 2009. 146 p. Dissertação (Mestrado em Geologia Ambiental), Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2009.

BETTENCOURT, J.S., P.R. **Geology and preliminary geochemistry of the middle proterozoic Serra da Providência Rapakivi granite-Rondônia, Brazil.** In: DALL'AGNOL, R.; MACAMBIRA, M.J.B.; Costi, H.T. (Eds.). Symposium on Rapakivi granites and Related Rocks, 1, 1995, Belém. Abstracts Volume. Belém: Center for Geosciences. University Federal of Pará, 1995. 88p. p. 67-68.

ROBERTSON, G. P. **GS⁺: Geostatistical for the environmental sciences.** Plainwell, Michigan-USA: Gamma Design Software, 2008. 172 p.

RODRIGUES, E. R. D. **Avaliação espacial da qualidade da água subterrânea na área urbana de Porto Velho – Rondônia / Brasil.** Porto Velho, 2008. 70 p. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente), Fundação Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, 2008.

SALVIANO, A. A. C. **Variabilidade de atributos do solo e de crotalaria juncea em solo degradado do município de Piracicaba-SP.** Piracicaba, 1996. 91 p. Tese (doutorado), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.

SANTIAGO, M.R. **Análises das ocorrências anômalas de fluoreto em águas subterrâneas.** Santa Maria, 2010. 95p. Dissertação, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria - UFSM. Santa Maria – RS, Santa Maria, 2010.

SANTOS, A. C. Noções de hidroquímica. In: FEITOSA, F.A.C.; et al. (Org.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações.** Rio de Janeiro: CPRM: LABHID, 2008. p. 325-357.

SCANDOLARA, J.E., RIZZOTTO G.J., BAHIA R.B.C., QUADROS M.L. DO E.S., SILVA

C.R. DA, AMORIM J.L. de. 1999. **Mapa geológico do Estado de Rondônia**. Porto Velho, CPRM, escala 1:1.000.000.

SOARES, A. **Geoestatística para as ciências da terra e do ambiente**. Lisboa-Portugal: IST Press, 2006. 214 p.

SORIANO JUNIOR, R.; VIEIRA REIS, F. A. G. **Análise comparativa entre métodos de amostragem de águas subterrâneas**. Engenharia Ambiental – Espírito Santos do Pinhal, v.2, n.1, p. 149-167. Jan/dez 2005.

SOUZA, Z.,M.; SOUZA, G.S. **Número de amostras e seus efeitos na análise geoestatística e krigagem de atributos do solo**. II Simpósio de Geoestatística Aplicada em Ciências Agrárias, 19 e 20 de maio de 2011. ISSN: 2238-2118.

Schwarzbach, M.S.R. & Morandi, I.C. **Avaliação Da Variabilidade Temporal Das Características Físicoquímicas Das Águas Subterrâneas Dos Poços Tubulares Profundos Do Município De Porto Alegre, Rio Grande Do Sul, Brasil. Águas Subterrâneas**, 2000.

TASSINARI, C.C.G. **A porção ocidental do cráton Aamazônico: evidências isotópicas de acreção continental no proteozoico médio**. In: Symposium Amazônico, 2. 1984, Manaus. Atas. Manaus: DNPM, 1984, p.439-446.

VALENTE. J. M. G. P. **Geomatemática – Lições de geoestatística (volume III)**. Ouro Preto - MG: Fundação Gorceix, 1989. 203 p.

VIEIRA, S.R. **Curso de atualização em geoestatística**. Campinas: Instituto Agrônômico, 1995, 76p.

WANDERLEY, V. J. R.; NASCIMENTO, G. F.; LANDIM, P. M. B. **Uso de geoestatística na avaliação do comportamento espacial de volframita e cassiterita**. In: Simpósio De Geologia Da Amazônia, 10, 2007, Porto Velho. Anais. Porto Velho - RO: SBG - NO, 2007.

WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. **Statistical methods in soil and land resource survey**. Oxford: Oxford University Press, 1990. 316 p.

WETZEL, R. G. **Limnology, 2nd edition**. Saunders College Publishing. 1983. 760 pp.

ZUFFO, C. E.; ABREU, F. A. M.; CAVALCANTE, I. N.; NASCIMENTO, G. F. **Águas subterrâneas em Rondônia: Análise estatística de dados hidroquímicos, organolépticos e bacteriológicos**. Revista do Instituto de Geológico, São Paulo, v. 30, n. (1/2), p. 45-59, 2009.