



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL  
CAMPUS DE CERRO LARGO  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA**

**FERNANDO AGNES**

**ANÁLISES LIMNOLÓGICAS DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS UTILIZADAS PARA  
ABASTECIMENTO HUMANO NA ÁREA RURAL DO MUNICÍPIO DE CAMPINA  
DAS MISSÕES/RS**

**CERRO LARGO**

**2017**

**FERNANDO AGNES**

**ANÁLISES LIMNOLÓGICAS DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS UTILIZADAS PARA  
ABASTECIMENTO HUMANO NA ÁREA RURAL DO MUNICÍPIO DE CAMPINA  
DAS MISSÕES/RS**

Trabalho de Conclusão de curso de graduação  
apresentado como requisito para obtenção de grau de  
Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da  
Universidade Federal da Fronteira Sul.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Ma. Aline Raquel Müller Tones  
Co-orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Alcione Aparecida de  
Almeida Alves

**CERRO LARGO**

**2017**

## PROGRAD/DBIB - Divisão de Bibliotecas

Agnes, Fernando

ANÁLISES LIMNOLÓGICAS DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS  
UTILIZADAS PARA ABASTECIMENTO HUMANO NA ÁREA RURAL DO  
MUNICÍPIO DE CAMPINA DAS MISSÕES/RS/ Fernando Agnes. --  
2017.

79 f.:il.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Ma. Aline Raquel Müller Tones.

Co-orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Alcione Aparecida de  
Almeida Alves.

Trabalho de conclusão de curso (graduação) -  
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de  
Engenharia Ambiental e Sanitária , Cerro Largo, RS,  
2017.

1. Trabalho de Conclusão de Curso. I. Tones, Prof<sup>a</sup>.  
Ma. Aline Raquel Müller, orient. II. Alves, Prof<sup>a</sup>. Dra.  
Alcione Aparecida de Almeida, co-orient. III.  
Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

FERNANDO AGNES

**ANÁLISES LIMNOLÓGICAS DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS UTILIZADAS PARA  
ABASTECIMENTO HUMANO NA ÁREA RURAL DO MUNICÍPIO DE CAMPINA  
DAS MISSÕES/RS**

Trabalho de Conclusão de curso de graduação apresentado como requisito para obtenção de grau de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul.

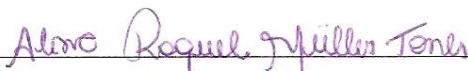
Orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Ma. Aline Raquel Müller Tones

Co-orientadora: Prof<sup>ª</sup>. Dra. Alcione Aparecida de Almeida Alves

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e aprovado pela banca em:

06 / 12 / 2017

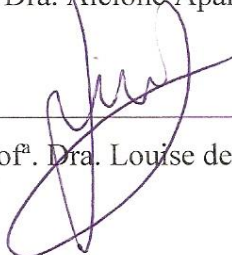
BANCA EXAMINADORA



Prof<sup>ª</sup>. Ma. Aline Raquel Müller Tones



Prof<sup>ª</sup>. Dra. Alcione Aparecida de Almeida Alves



Prof<sup>ª</sup>. Dra. Louise de Lira Roedel Botelho

## **AGRADECIMENTOS**

A minha família por todo apoio, dedicação e auxílio em todas as etapas da minha formação.

As minhas professoras orientadora Prof<sup>ª</sup>. Ma. Aline Raquel Müller Tones e co-orientadora Prof<sup>ª</sup>. Dra. Alcione Aparecida de Almeida Alves, pela excelente orientação, pelos ensinamentos e pela amizade prestada durante o trabalho.

Aos técnicos do laboratório e aos demais professores da UFFS que colaboraram em algumas análises experimentais.

Aos meus amigos, colegas e professores do curso, pela amizade, companheirismo e ajuda. Enfim, um muito obrigado a todos que contribuíram de uma ou outra forma para a minha formação ou na elaboração desse trabalho.

## RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo avaliar as características físico-químicas e biológicas, da água subterrânea de poços utilizados para abastecimento humano, na área rural do Município de Campina das Missões/RS, com o propósito de verificar a sua potabilidade por meio da comparação com a Portaria N° 2.914/2011 do MS. Foram analisadas amostras de água de dez poços artesianos utilizadas para abastecimento humano em dez comunidades rurais do município supracitado, afim de verificar a variação da potabilidade da água de acordo com as estações do ano, outono, inverno e primavera baseado nos parâmetros: absorvância (254 nm), alcalinidade, coliformes totais, condutividade elétrica, cor aparente, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais, temperatura e turbidez. Em seguida, realizou-se a comparação com a Portaria N° 2.914/2011 do MS. Os resultados indicam valores em dissonância com a legislação para o parâmetro pH em 10 % das amostras nas estações de inverno e primavera, para 70 % das amostras no outono para o parâmetro turbidez, e em 100 % das amostras nas três estações do ano para o parâmetro coliformes totais. Os resultados demonstram a necessidade de melhora da proteção sanitária dos poços e seu distanciamento e/ou isolamento de atividades agropecuárias ou quaisquer outras que possam comprometer a qualidade da água, seguindo as diretrizes estabelecidas pelo Decreto N° 52.035 do Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Sugere-se a ainda a instalação de um processo de desinfecção da água subterrânea a fim de eliminar os perigos relacionados ao risco bacteriológico. Sugere-se também para trabalhos futuros nessa área, verificar se a localização das fossas negras ou sépticas nas comunidades rurais possuem interferência na qualidade da água subterrânea.

Palavras-chave: Potabilidade. Águas subterrâneas. Abastecimento humano

## ABSTRACT

The present work aims to evaluate the physical-chemical and biological characteristics of wells groundwater used for human supply in the rural area of the county of Campina das Missões/RS, with the purpose of verifying its potability by comparing it with the Ordinance N° 2.914/2011 of MS. Water samples from artesian wells used for human supply in ten rural communities of the county abovementioned were analyzed in order to verify the variation of potability in the seasons of the year, autumn, winter and spring, based on the parameters: absorbance (254 nm), alkalinity, total coliforms, electrical conductivity, apparent color, dissolved oxygen, pH, total solids, temperature and turbidity. Following a comparison with the Ordinance N° 2.914/2011 of MS was made. The results indicate values in dissonance with the regulation for 10 % of the samples for the parameter pH in the winter and spring seasons, 70 % of the samples in the autumn for the parameter turbidity, and 100 % of the samples in the tree seasons of the year for the parameter total coliforms. The results showed the necessity of improvement of wells sanitary protection and their distancing and/or isolation from agriculture and livestock activities or any others that may compromise the water quality, according to the guidelines established by Decree N° 52.035 of the Rio Grande do Sul State Government. It is also suggested the installation of a disinfection process of the ground water in order to eliminate the hazards related to bacteriological risks. It's also suggest for future academic works in this area, to verify if the location of black or septic tank in rural communities interfere at the quality of groundwater.

Key words: Potability. Groundwater. Human supply

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Maiores aquíferos do Mundo.....	26
Figura 2 - Aquífero Cárstico.....	28
Figura 3 - Aquífero Fraturado/Fissural.....	29
Figura 4 - Aquífero Poroso/Sedimentar.....	30
Figura 5 - Aquífero Confinado (Artesiano) e Aquífero Não confinado (Livre).....	31
Figura 6 - Aquíferos Não Confinado (Freático) e Confinado (Artesiano) .....	32
Figura 7 - Vista aérea da área urbana do Município de Campina das Missões.....	42
Figura 8 - Mapa rodoviário do Município de Campina das Missões com identificação dos pontos de coleta .....	45
Figura 9 - Valores de temperatura da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS .....	49
Figura 10 - Valores de cor aparente da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões em comparação com o limite estabelecido pela Portaria N° 2.914/11 do MS/RS.....	50
Figura 11 - Valores de turbidez da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS em comparação com o limite estabelecido pela Portaria N° 2.914/11 do MS.....	52
Figura 12 - Valores de sólidos totais da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS .....	53
Figura 13 - Poço da Linha Butiá Norte .....	54
Figura 14 - Poço da Linha Níquel Centro .....	54
Figura 15 - Poço da Linha Amadeu Sul .....	55
Figura 16 - Poço da Linha Oito de Maio .....	55
Figura 17 - Valores de condutividade elétrica da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS .....	56
Figura 18 - Valores de pH da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS em comparação com os limites estabelecidos pela Portaria N° 2.914/11 do MS .....	57
Figura 19 - Valores de alcalinidade da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS .....	58



Figura 20 - Valores de absorvância UV 254 nm da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS .....	59
Figura 21 - Valores de OD da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS.....	60
Figura 22 - Poço da Linha Burití.....	62
Figura 23 - Poço da Linha Comandaf.....	62

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Atividades antrópicas potencialmente geradoras de carga contaminante ao aquífero. .....	23
Tabela 2 - Valores máximos permitidos de água para consumo humano dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados no presente estudo em relação à Portaria N° 2.914/2011 do MS .....	41
Tabela 3 - Localização dos pontos de coleta e quantidade de famílias atendidas por poço .....	44
Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos e biológicos analisados e respectivas metodologias de análises utilizadas .....	48
Tabela 5 - Valores de coliformes totais da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS em comparação com o limite estabelecido pela Portaria N° 2.914/11 do MS .....	61

## LISTA DE SIGLAS

ANA -	Agência Nacional de Águas
BTEX -	Benzeno, Tolueno, Etil-Benzeno e Xilenos
CETESB -	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CNRH -	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CO <sub>2</sub> -	Gás Carbônico
DHM -	Minnesota Department of Health
EUA -	Estados Unidos da América
H <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> -	Ácido Carbônico
IBGE -	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MMA -	Ministério do Meio Ambiente
MO -	Matéria Orgânica
MOD -	Matéria Orgânica Dissolvida
MS -	Ministério da Saúde
NMP -	Número Mais Provável
OD -	Oxigênio Dissolvido
OMS -	Organização Mundial da Saúde
PET -	Politereftalato de etileno
pH -	Potencial Hidrogeniônico
PNRH -	Política Nacional de Recursos Hídricos
RS -	Rio Grande do Sul
RSU -	Resíduos Sólidos Urbanos
SINGREH -	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
UFFS -	Universidade Federal da Fronteira Sul
uH -	Unidade Hazen
UNESCO -	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
UNICEF -	Fundo das Nações Unidas para a Infância
USEPA -	Environmental Protection Agency
uT -	Unidade de Turbidez
UVA -	Ultra Violeta
VMP -	Valor Máximo Permitido

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>16</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	16
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>17</b>
3.1 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS .....	17
<b>3.1.1 Águas subterrâneas utilizadas para abastecimento humano .....</b>	<b>18</b>
<b>3.1.2 Águas subterrâneas para abastecimento humano na zona rural.....</b>	<b>19</b>
3.2 POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREAS RURAIS .....	20
<b>3.2.1 Fontes de contaminação das águas subterrâneas .....</b>	<b>22</b>
3.2.1.1 Disposição irregular de resíduos sólidos .....	23
3.2.1.4 Efluentes e águas residuais .....	25
<b>3.3.1 Tipos de Aquíferos.....</b>	<b>27</b>
3.3.1.1 Aquífero Cárstico.....	27
3.3.1.2 Aquífero Fraturado ou Fissural .....	28
3.3.1.3 Aquífero Poroso ou Sedimentar .....	29
3.3.1.4 Aquífero Confinado ou Artesiano .....	30
3.3.1.5 Aquífero Livre ou Freático .....	31
<b>3.3.2 Áreas de reabastecimento e descarga de aquíferos .....</b>	<b>32</b>
3.3.2.1 Recarga e Descarga de Aquíferos.....	33
3.4 DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA .....	34
3.5 PARÂMETROS DE QUALIDADE FÍSICO - QUÍMICO E MICROBIOLÓGICOS .....	35
<b>3.5.1 Temperatura .....</b>	<b>35</b>
<b>3.5.2 Cor Aparente .....</b>	<b>35</b>
<b>3.5.3 Turbidez .....</b>	<b>35</b>
<b>3.5.4 Sólidos Totais .....</b>	<b>36</b>

<b>3.5.5 Condutividade Elétrica</b> .....	<b>36</b>
<b>3.5.6 Potencial Hidrogeniônico</b> .....	<b>37</b>
<b>3.5.7 Alcalinidade</b> .....	<b>37</b>
<b>3.5.8 Oxigênio Dissolvido</b> .....	<b>37</b>
<b>3.5.9 Absorvância UV 254 nm</b> .....	<b>38</b>
<b>3.5.10 Coliformes Totais</b> .....	<b>38</b>
<b>3.6 LEGISLAÇÃO DAS ÁGUAS NO BRASIL</b> .....	<b>39</b>
<b>3.6.1. Padrões de Potabilidade da Água</b> .....	<b>40</b>
<b>4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</b> .....	<b>42</b>
<b>4.1.1 Caracterização dos pontos de coleta</b> .....	<b>43</b>
<b>4.2 PLANO DE AMOSTRAGEM</b> .....	<b>45</b>
<b>4.2.1 Primeira amostragem</b> .....	<b>46</b>
<b>4.2.2 Segunda amostragem</b> .....	<b>46</b>
<b>4.2.3 Terceira amostragem</b> .....	<b>47</b>
<b>4.2.4 Análise das amostras</b> .....	<b>47</b>
<b>4.3 ANÁLISES DOS DADOS</b> .....	<b>48</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES</b> .....	<b>49</b>
<b>5.1 TEMPERATURA</b> .....	<b>49</b>
<b>5.2 COR APARENTE</b> .....	<b>50</b>
<b>5.3 TURBIDEZ</b> .....	<b>51</b>
<b>5.4 SÓLIDOS TOTAIS</b> .....	<b>52</b>
<b>5.5 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA</b> .....	<b>55</b>
<b>5.6 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)</b> .....	<b>57</b>
<b>5.7 ALCALINIDADE</b> .....	<b>58</b>
<b>5.8 ABSORVÂNCIA</b> .....	<b>59</b>
<b>5.9 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)</b> .....	<b>60</b>
<b>5. 10 COLIFORMES TOTAIS</b> .....	<b>61</b>

<b>6 CONCLUSÃO.....</b>	<b>64</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>66</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A água é crucial para a existência de no planeta Terra, no entanto, apenas uma pequena parcela dessa é composta de água doce, sendo a imensa maioria salgada, as águas são encontradas nos oceanos e mares. As águas subterrâneas consistem na maior fração de água doce do planeta, e representa uma parcela considerável da água potável utilizada para consumo humano e outras fontes. Como resultado, as reservas de água subterrânea estão ameaçadas, como na Índia, onde 87 % da água utilizada na agricultura advém de fontes subterrâneas (UNESCO, 2012)

A água subterrânea é um recurso muito precioso, e representa quase 99 % de toda a água doce líquida na Terra (ALLEY et al., 2002; UNESCO, 2004). Como a maior fonte acessível de água doce do mundo, as águas subterrâneas desempenham um papel vital nas necessidades básicas da sociedade humana. Tornou-se a principal fonte de abastecimento de água para atividades domésticas, agrícolas, industriais, recreativas e ambientais (UNESCO, 2009; GLEESON et al., 2016).

Se comparado às águas superficiais, as águas subterrâneas geralmente possuem alto grau de proteção contra a poluição devido a processos de atenuação física, química e biológica (BARNES et al., 2008). Entretanto os recursos subterrâneos estão sob pressão cada vez maior devido a diversos impactos antrópicos de várias fontes como atividades residenciais, municipais, comerciais, industriais, agrícolas e do aumento em escala global de demandas de consumo de água, e que são potencializados pelo crescimento populacional (MORRIS et al., 2003; GAO et al., 2013; PALAZZO e BROZOVIC, 2014).

Em muitos países, a utilização de água subterrânea contaminada como fonte de água potável ameaçou a saúde de mais de 100 milhões de pessoas em todo mundo (BHATTACHARYA et al., 2007; MUKHERJEE et al., 2009). O problema pode ser ainda mais agravante em áreas rurais do que em áreas urbanas devido à eliminação de resíduos não gerenciados e à falta de instalações de tratamento de água (SAMANTARA et al., 2017).

Atualmente, as águas subterrâneas tem se tornado uma preocupação muito importante para a humanidade, uma vez que está diretamente ligada a segurança humana. A determinação de parâmetros físicos, químicos e biológicos das águas subterrâneas é essencial para avaliar a sua forma de utilização. A variação da qualidade das águas subterrâneas em uma área são fortemente influenciados por processos naturais, como formações geológicas, mas também podem sofrer grande influência de atividades antropogênicas (SELVAKUMAR et al., 2017).

Portanto, é necessário monitorar a qualidade da água e verificar sua adequação quanto a potabilidade para abastecimento humano (WHO, 2005a; WHO, 2005b).

Desse modo, percebe-se que as águas subterrâneas, muitas vezes negligenciadas, necessitam de uma maior atenção e maior cuidado por parte das autoridades e dos próprios consumidores.

Neste contexto, objetiva-se investigar a potabilidade de poços subterrâneos utilizados para abastecimento humano, de dez comunidades rurais do município de Campina das Missões/Rio Grande do Sul (RS), por meio da caracterização de parâmetros físico, químicos e biológicos e comparação com a Portaria N° 2914/2011 do Ministério da Saúde (MS).



## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 OBJETIVO GERAL**

Este trabalho tem por objetivo avaliar características físico-químicas e biológicas, da água subterrânea de poços artesanais utilizados para abastecimento humano, na área rural do Município de Campina das Missões/RS, tendo em vista a verificação da sua potabilidade por meio da comparação com os padrões estabelecidos pela Portaria N° 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do MS.

### **2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

a) Avaliar os parâmetros físico-químicos e biológicos (Absorvância no Ultra Violeta (UVA) 254 nm, Alcalinidade, Coliformes Totais, Condutividade Elétrica, Cor Aparente, Oxigênio Dissolvido (OD), Potencial Hidrogeniônico (pH), Sólidos Totais, Temperatura e Turbidez) de qualidade da água em dez poços artesanais utilizados para abastecimento humano, localizados na área rural do município de Campina das Missões/RS;

b) Realizar uma análise comparativa de qualidade da água dos poços em relação aos padrões de potabilidade para consumo humano, previstos na Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do MS;

c) Verificar possíveis alterações na qualidade da água em função das diferentes estações do ano.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

O volume de água subterrânea fresca armazenada na superfície da Terra constitui uma porção de volume de cerca de 8 a 10 milhões de km<sup>3</sup> (MARGAT, 2008), que corresponde a mais de duas mil vezes a retirada anual de águas superficiais e subterrâneas combinadas. As águas subterrâneas, em grande parte do mundo, permitem o desenvolvimento, graças ao amortecimento de uma súbita ou inesperada falta de água em períodos secos e o armazenamento das águas subterrâneas em períodos úmidos (UNESCO, 2012).

Segundo a Resolução CONAMA N° 396/08, águas subterrâneas são águas que ocorrem naturalmente ou artificialmente no subsolo. Outra versão é dada pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2007), que diz que águas subterrâneas são aquelas que se encontram sob a superfície da Terra, preenchendo os espaços vazios existentes entre os grãos do solo, rochas e fissuras ou rachaduras e descontinuidades. Feitosa e Filho (2000) complementam que as águas subterrâneas desempenham um papel fundamental na manutenção da umidade do solo, do fluxo do rio, lagos e brejos.

O processo de infiltração das águas no solo e na subsuperfície, atingindo os estratos mais profundos, por precipitações ou inundações desempenha um papel fundamental no ciclo hidrológico (ZHANG et al., 2010; SMA/SP, 2014). A infiltração das águas no solo sofre grande influência da textura do solo: solos texturizados mais finos, por exemplo, como a argila, tem menor taxa de infiltração (SHUKLA, 2013).

A água que infiltra e percola profundamente fluem devagar entre as partículas e espaços vazios dos solos e das rochas podendo formar aquíferos ou atuar como via primária de abastecimento das águas subterrâneas (MMA, 2007; OCHOA et al., 2007; HE et al., 2012). Já em locais onde as águas subterrâneas afloram à superfície dão origem a nascentes, fontes, pântanos ou alimentam rios e lagos (MMA, 2007; USGS, 2013).

Um aquífero é definido, de acordo com a Resolução CONAMA N° 396/2008, como um corpo hidrológico com capacidade de acumular e transmitir água através dos seus poros, fissuras ou espaços resultantes da dissolução e carreamento de materiais rochosos. A quantidade de água subterrânea que se produz em uma região, depende das características do aquífero e da frequência de recarga (WENDLAND, 2003).

### 3.1.1 Águas subterrâneas utilizadas para abastecimento humano

As áreas de recarga direta geralmente estão localizadas em altos topográficos e afloramentos de rochas sedimentares. São áreas importantíssimas para manutenção da qualidade e quantidade das águas subterrâneas. Portanto, é fundamental que essas áreas sejam protegidas, evitando o desmatamento, o uso incorreto do solo e a instalação de atividades potencialmente poluidoras (MMA, 2007).

Com a falta de água que se prenuncia e conhecendo a dimensão que as águas subterrâneas ocupam no abastecimento humano, é de fundamental importância a conscientização para a conservação destes reservatórios (MACHADO, 2008). Segundo Eckhardt et al. (2009), as águas subterrâneas vem assumindo uma importância cada vez mais relevante como fonte de abastecimento, devido a uma série de fatores que restringem a utilização de águas superficiais.

As águas subterrâneas são fonte de água potável para mais da metade da população da América do Norte e cerca de 1,5 bilhão de pessoas ao redor do mundo. Nos Estados Unidos da América (EUA), em 1990, 39 % do abastecimento público foi feito com água de origem subterrânea e cerca de 96 % das áreas rurais foram abastecidas com algum sistema doméstico individual. Na Europa a proporção de água retirada de aquíferos varia de 100 % na Dinamarca, Áustria e Itália, para cerca de 2/3 (dois terços) na Alemanha, Suíça e Holanda e menos de 1/3 na Grã-Bretanha e Espanha (BAIRD e CANN, 2011).

A água de fontes e poços vem sendo utilizadas intensamente para diversos fins, tais como abastecimento humano, irrigação, indústria e lazer. Embora o uso do manancial subterrâneo seja complementar ao superficial em muitas regiões (MMA, 2006), em outras áreas do país, como no Estado de São Paulo, ele representa o principal manancial hídrico, abastecendo 70 % dos núcleos urbanos total ou parcialmente com águas subterrâneas (QUEIROZ, 2004).

Mesmo em regiões onde há suprimento de água, fontes naturais subterrâneas, obtidas em cisternas e poços tubulares, são utilizadas pela população de baixa renda, devido à economia que a alternativa proporciona, eximindo o usuário do pagamento da conta de consumo de água. Além do mais, esses meios representam fonte segura e adicional no suprimento de água em áreas onde o suprimento muitas vezes não é regular. Vale ressaltar que não somente a classe baixa, mas também a classe média vem utilizando a água subterrânea como medida de economia no abastecimento de condomínios residenciais e

clubes recreativos, tendo em alguns casos, o cuidado de realizar tratamento simplificado com filtração e cloração (NASCIMENTO e BARBOSA, 2005).

A principal vantagem do uso das águas subterrâneas no abastecimento público em comparação com as águas superficiais reside nos custos de captação, que são muito inferiores, pois não há necessidade de construção de barragens, adutoras de recalque e estações de tratamento, diminuindo consideravelmente os custos operacionais. Outro fator que merece ser destacado, de acordo com Zanatta e Coitinho (2002), são os prazos para a construção de um poço tubular profundo, que são de até três meses, em contraposição as dezenas de meses no caso de captação superficial de um rio.

A grande preocupação com as águas subterrâneas como fonte de água potável para abastecimento humano deve-se às condições precárias do saneamento ambiental, ao uso indiscriminado de adubos e a disposição final descontrolada de rejeitos industriais. Deve-se ter em consideração que os aquíferos são menos propensos a poluição, porém, ao apresentarem contaminação, essa situação pode ser irreversível (MACHADO, 2008).

As informações sobre a qualidade das águas subterrâneas no país são dispersas. Há carência de estudos sistemáticos sobre os aquíferos em um contexto regional e sobre a qualidade química e microbiológica de suas águas (MMA, 2006).

A ampliação do conhecimento hidrogeológico é a primeira etapa para subsidiar a implantação de um sistema de gestão realmente integrado entre as águas subterrâneas e as superficiais, já que atualmente a gestão é focada no componente das águas superficiais, pelo fato desta ter maior visibilidade e pela maior disponibilidade de dados e estudos (MMA, 2007).

### **3.1.2 Águas subterrâneas para abastecimento humano na zona rural**

Apesar de os serviços de abastecimento de água em áreas rurais encontrarem-se negligenciados se comparados aos centros urbanos (OCHOA et al., 2001; ROCHA et al., 2006), a água subterrânea é um recurso amplamente utilizado em zonas rurais de todo mundo para atender suas demandas de água (POSTIGO e BARCELÓ, 2015).

Devido ao abastecimento intermitente e inadequado de água encanada, a água subterrânea fornece um recurso relativamente limpo, confiável e rentável (BOVOLO et al., 2009) com boa qualidade natural que é, muitas vezes, suficiente para suprimentos potáveis, exigindo uma atenção mínima ao tratamento (YIDANA, 2010). É ainda mais necessária em

locais com padrões não confiáveis de chuva sendo mais vulneráveis a escassez de água (SHIFERAW et al., 2014; MIYAN, 2015).

Nas áreas rurais do mundo as águas subterrâneas representam, muitas vezes, a principal fonte de água doce para uso doméstico e agrícola, abastecendo fazendas e famílias com suprimentos próximos dos usuários, comumente, sem necessidade de tratamento complexo (MORRIS et al., 2003). Conseqüentemente, em todo mundo, cerca de 49 % da população rural depende das águas subterrâneas para o suprimento doméstico, extraídas, principalmente, de poços privados e/ou poços escavados a mão (UNICEF e WHO, 2012). Além disso, aproximadamente 38 % das áreas irrigadas globais contam com recursos de águas subterrâneas (SIEBERT et al., 2013).

No Brasil, cerca de um terço do território nacional, aproximadamente 3.000.000 de km<sup>2</sup>, são considerados zonas de recargas de águas subterrâneas, e que possui armazenado 113.000 km<sup>3</sup> de águas subterrâneas (CREA/MG, 2013). Hirata et al. (2010) estimou que existiam pelo menos 416.000 poços operando no país, e que todos os anos, são instalados perto de 10.800 novos poços. Embora ainda visto como um recurso alternativo, acredita-se que 15,6 % dos domicílios nacionais utilizem exclusivamente água subterrânea (MMA, 2006).

### 3.2 POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREAS RURAIS

Os principais fatores de risco que podem vir a comprometer a qualidade das águas superficiais e subterrâneas em áreas agrícolas são os resíduos de agrotóxicos, os fertilizantes e os dejetos de animais utilizados como fertilizantes que são carregados pela água da chuva (ROHDEN et al., 2009). Em consequência disso, a contaminação por nitrato é particularmente frequente em numerosas áreas agrícolas. (MENCIA et al., 2011).

A intensificação do uso da terra em todo mundo gera preocupações sobre a qualidade da água, muitas vezes resultando em maiores cargas de contaminantes, como nutrientes e herbicidas (SUTHERLAND et al., 2015), e a ampliação do uso de herbicidas e fertilizantes de forma intensiva, tende a aumentar o risco de entrada de poluição de forma difusa em corpos hídricos (SANNINO et al., 2008).

A configuração hidrogeológica da área influi diretamente na ocorrência de poluentes nas águas subterrâneas. Quando o terreno não conta com cobertura vegetal natural ou seminatural e o plantio é feito sob o solo exposto a concentração de contaminantes como o nitrato podem ser maiores nas águas subterrâneas (NOLAN e STONER, 2000). A situação

ainda pode ser mais agravante em regiões onde as águas subterrâneas são pouco profundas, porque esses aquíferos rasos são prontamente afetados pela lixiviação dos contaminantes superficiais (NOLAN e STONER, 2000; BÖHLKE, 2002).

Nos últimos anos o uso excessivo de fertilizantes tem liberado compostos contaminantes às águas subterrâneas e, tornaram-se uma preocupação mundial séria por causa dos efeitos adversos que são capazes de provocar na saúde humana e no meio ambiente (MA et al, 2016). Os principais nutrientes utilizados são: nitrogênio, fósforo e potássio (FEITOSA e MANOEL FILHO, 2000). Já a presença de pesticidas nos mananciais destinados ao consumo humano implicam em elevados custos de tratamento, possíveis incidências toxicológicas e proibição do uso da água (HILDEBRANDT et al., 2008).

O contaminante inorgânico de maior preocupação em águas subterrâneas é o íon nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), que normalmente ocorre em aquíferos de zonas rurais e suburbanas, de modo que níveis elevados podem resultar da atividade da agricultura (BAIRD e CANN, 2011). São provenientes, frequentemente, da utilização de fertilizantes, da aplicação de dejetos de animais e da irrigação, e é considerado uma das principais fontes de contaminação e de eutrofização das águas subterrâneas (LEDOUX et al, 2007; SHRESTHA et al, 2010).

Dentre as atividades pecuárias, a que representa maior risco é a suinocultura, devido à grande quantidade de efluentes animais produzidos e lançados ao solo e em cursos de água sem tratamento prévio (EMBRAPA, 1993). Burkart e Stoner (2002) constataram que as atividades agropecuárias juntamente com a permeabilidade do solo, podem elevar a concentração de nitrogênio e, conseqüentemente aumentar a contaminação local das águas subterrâneas.

A preocupação foi expressa recentemente com o aumento dos níveis de nitrato na água potável, particularmente em água de poços em localidades rurais (BAIRD e CANN, 2011), pois o nitrato é facilmente lixiviado dos solos cultivados por escoamento superficial até atingir fluxos de infiltração para a zona não saturada onde então, é lentamente transportado até o lençol freático, porque são altamente solúveis e baixa capacidade de sorção nas partículas do solo (BAIRD e CANN, 2011; LIBÂNIO, 2010; WANG e BURKE, 2017). Inicialmente, os dejetos animais oxidados, e parte da amônia não absorvida ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) e convertida a nitrato solúvel por microrganismos pelo produto final da degradação aeróbia da matéria orgânica, por isso, ele e outros fertilizantes de nitrogenados foram considerados culpados pela contaminação de nitrogênio em águas subterrâneas (WANG e BURKE, 2017).

A exposição de seres humanos através do consumo de nitrato de poços de água potável contaminados tem sido associado a alguns tipos de câncer e defeitos congênitos, mas também

pode provocar impactos a biodiversidade como eutrofização e morte de peixes (JOHNSON et al., 2010; BRENDER et al., 2013).

### **3.2.1 Fontes de contaminação das águas subterrâneas**

O risco de contaminação é em função das atividades humanas na superfície da terra (contaminantes lançados no solo), e a sensibilidade (vulnerabilidade) dos aquíferos quando são afetados por esses contaminantes, dessa forma as atividades realizadas sobre ele podem ameaçar a qualidade da água subterrânea. A poluição de aquíferos ocorre, na maioria das vezes, onde o descarte da carga contaminante gerada pela atividade antrópica (urbana, industrial, agrícola, mineradora) é inadequadamente controlada (FOSTER et al., 2002).

De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) (2017) o potencial de poluição da água subterrânea depende de dois fatores:

a) Das características, da quantidade e da forma de lançamento do poluente no solo: Quanto maior a persistência ou menor capacidade de degradação e maior sua mobilidade no meio solo e água subterrânea, maior o potencial de poluição. Aliado a isso, uma pequena quantidade de poluentes em regiões muito chuvosas, pode transportar rapidamente as substâncias para as águas subterrâneas, mesmo considerando a capacidade do solo em atenuar os efeitos.

b) Da vulnerabilidade intrínseca do aquífero: A vulnerabilidade de um aquífero pode ser entendida como o conjunto de características que determinam o quanto ele poderá ser afetado pela carga de poluentes. São considerados aspectos fundamentais da vulnerabilidade: o tipo de aquífero (livre a confinado), a profundidade do nível d'água, e as características dos estratos acima da zona saturada, em termos de grau de consolidação e litologia (argila a cascalho).

A exploração da natureza pelo homem tem afetado toda a biosfera, alterando o equilíbrio existente. Em relação às águas subterrâneas, são várias as atividades antrópicas que causam alterações nas características físicas, químicas ou biológicas (TUCCI et al, 2007). Na Tabela 1, pode-se observar um resumo destas atividades.

Tabela 1 - Atividades antrópicas potencialmente geradoras de carga contaminante ao aquífero.

Atividade	Característica do Contaminante	
	Distribuição	Principais tipos
<b>URBANA</b>		
Vazamentos de esgotos (a)	u P-L	o/f/n
Tanques de combustível	u/r P-D	o
Rios e canais de recepção (a)	u/r P-L	n/o/f
Lixiviado de lixões/aterros sanitários	u/r P	o/s/m
Saneamento “in situ” (fossas sépticas/negras)	u/r P-D	n/f/o
<b>INDUSTRIAL</b>		
Derramamento acidental	u P-D	o/m
Lagoas de efluentes	u P	o/m/s
Lixiviado de resíduos sólidos	u/r P	o/m/s
Vazamentos de tanques/tubos (b)	u P-D	o/m
Lançamento de efluentes em superfície	u P-D	o/m/s
Canais e rios receptores	u P-L	o/m/s
<b>AGRÍCOLA (c)</b>		
<b>a. Área de cultivo</b>		
- Com agroquímicos	r D	n/o
- Irrigação/Irrigação com águas residuais	r D	n/o/s/n/o/s/f
- Com lodos/resíduos	r D	n/o/s
- Com fertilizantes	r D	n/o/m
<b>b. Criação de gado/Beneficiamento de culturas</b>		
- Lagoas de efluentes sem revestimento	r P	f/o/n
- Lançamento em superfície	r P-D	n/s/o/f
- Canais e rios receptores	r P-L	o/n/f
<b>EXTRAÇÃO MINERAL</b>		
- Lixiviado de resíduos sólidos	r/u P	s/m
- Lagoa de decantação	r/u P	m/s
- Desmonte hidráulico	r/u P-D	s/m

Fonte: Adaptado de (FOSTER et al, 2002)

(a) pode incluir componentes industriais; (b) pode ocorrer também em áreas não industriais; (c) Intensificação apresenta aumento no risco de contaminação; u/r = Urbano/Rural; P/L/D/R = Pontual/Linear/Difuso/Regional; n = Nutrientes; f = Patógenos fecais; o = Compostos orgânicos sintéticos e/ou carga orgânica; s = Salinidade; m = Metais.

Conforme está descrito na tabela 1, e como afirma Da Silva et al. (2014), algumas das principais fontes de contaminação das águas subterrâneas por atividades, prioritariamente, não agrícolas são o vazamento de efluentes industriais, domésticos e águas residuárias e disposição irregular de resíduos sólidos urbanos (RSU).

### 3.2.1.1 Disposição irregular de resíduos sólidos

A disposição irregular de (RSU) vem se tornando um grande problema em todo o mundo pelos impactos que sua disposição pode causar (DEMIRBAS et al., 2016; HAVUKAINEN et al., 2017). Um dos métodos mais econômicos e mais utilizados



praticamente em todas as partes do mundo para a disposição de RSU, clínicos e industriais é a disposição em lixões (BHALLA et al., 2012; KUMAR et al., 2016). No entanto, a disposição de material residual em lixões é um possível problema social e ambiental em potencial. A principal desvantagem deste método é a contaminação do solo, e das águas superficiais e subterrâneas pela geração e percolação do lixiviado (KJELDSEN et al., 2002; FERNÁNDEZ et al., 2014).

Um dos métodos mais adequados para a disposição de RSU são os aterros sanitários. Que são instalações projetadas, operadas e monitoradas para atender a legislação e proteger o meio ambiente (USEPA, 2016). Sua construção deve ser realizada em áreas geologicamente adequadas, sob solo argiloso compactado e revestido com membrana impermeável. A compactação do lixo deve ser feita com vários centímetros de solo, com a finalidade de reduzir o mau cheiro e criar um isolamento a vetores de doenças. Na operação deve possuir um sistema de coleta e remoção do lixiviado para disposição ou tratamento, pode contar também com a coleta dos gases para geração de energia. As águas subterrâneas e os solos devem ser monitorados tanto durante a operação, quanto após o seu encerramento, assim como o próprio aterro (USEPA, 2017).

O lixiviado é proveniente de líquidos presentes nos resíduos e que são liberados durante a decomposição por processos físicos, químicos e biológicos e por infiltração de águas decorrentes da precipitação (OLIVEIRA e JUCÁ, 2004; FERNÁNDEZ et al., 2014). O percolado pode escoar pelas camadas do solo e contaminar as águas subterrâneas nos locais de disposição através de produtos químicos orgânicos e inorgânicos potencialmente perigosos em concentrações acima dos padrões de água potável (REYES-LÓPEZ et al., 2008; VODYANITSKII, 2016).

Além disso, os lixiviados provenientes da degradação dos RSU, são efluentes complexos e altamente concentrados compostos principalmente por metais pesados, substâncias orgânicas voláteis e matéria orgânica dissolvida (KJELDSEN et al., 2002; AHMED e LAN, 2012). Em áreas próximas a aterros não controlados ou lixões, onde os RSU são depositados de maneira irregular, em locais sem revestimento, tais elementos tóxicos podem percolar as camadas de terras agrícolas e as águas subterrâneas, podendo chegar ao organismo humano através da cadeia alimentar pela ingestão de alimentos e de água, visto que muitos deles são bioacumulativos como os metais pesados (UKPONG et al., 2013; HOQUE et al., 2014).

#### 3.2.1.4 Efluentes e águas residuais

Poluentes orgânicos provenientes de águas residuais podem chegar as águas subterrâneas por infiltração das águas superficiais contaminadas com águas residuais, por vazamentos no sistema de esgoto ou em lagoas sem revestimento (BURKE et al., 2013).

A fonte de contaminação com águas residuais pode carregar as águas subterrâneas com poluentes de origem química e microbiológica pela presença de patógenos (SCHMIDT et al., 2013), estas também podem ser responsáveis pela acumulação de metais pesados na água subterrâneas principalmente em águas pouco profundas como foi documentado por Kiziloglu et al. (2008).

Os tanques sépticos são responsáveis por descarregar efluentes contendo micro-organismos patogênicos, substâncias químicas orgânicas sintéticas, nutrientes (nitrogênio e fósforo), e outros contaminantes diretamente nas águas subterrâneas e tem o potencial de causar doenças, principalmente, se as fontes de água potável estiverem próximas às fossas sépticas (WILEY, 2013).

Estima-se que 2,4 bilhões de pessoas não tenham acesso a latrinas de saneamento sanitário melhoradas com lajes ou outras instalações destinadas ao sequestro de fezes humanas do meio ambiente, e quase um bilhão dessas pessoas não possuem instalações de saneamento e praticam a defecação aberta (WHO e UNICEF, 2015). Essa situação é potencializada em comunidades de baixa renda, onde a instalação de um sistema de esgoto é inviável, pois exige um investimento de capital significativo. Portanto, as tecnologias de saneamento no local, como latrinas ou fossas negras ou sépticas, são muitas vezes a solução mais adequada (Paterson et al., 2007).

### 3.3 AQUÍFEROS

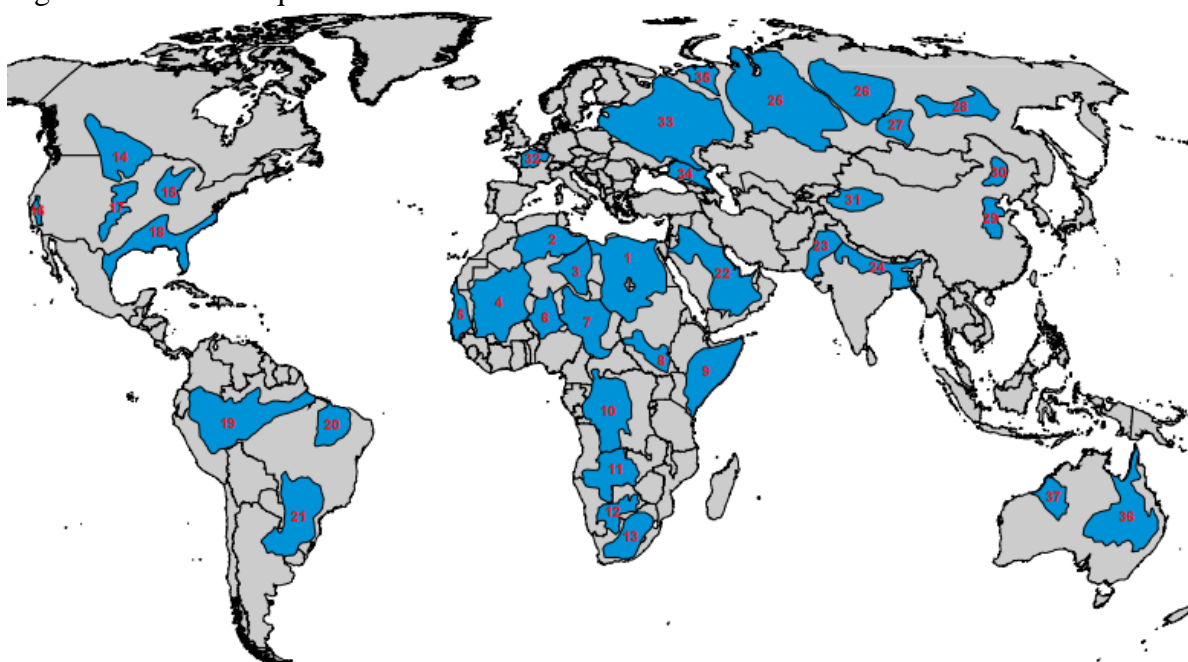
De acordo com Cleary (2007), um aquífero é uma formação geológica suficientemente permeável que possibilita armazenar e transmitir água em quantidades significativas para utilização. Outro conceito de acordo com o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (2013) refere-se a aquífero como um corpo hidrogeológico com capacidade de acumular e transmitir água através dos seus poros, fissuras ou espaços resultantes da dissolução e carreamento de materiais rochosos.

Um aquífero pode ter extensão de poucos quilômetros quadrados a milhares de quilômetros quadrados, pode também apresentar espessura de poucos metros a centenas de

metros (REBOUÇAS et al., 2002). A capacidade de armazenamento de água de um aquífero depende da sua extensão e da espessura da camada de rochas permeáveis à água ou de material não consolidado (seixos, areia ou silte) do qual pode se extrair água por meio de um poço (COELHO e HAVENS, 2014).

Na Figura 1, observa-se a distribuição dos maiores aquíferos do mundo nos seus respectivos continentes.

Figura 1 - Maiores aquíferos do Mundo



Fonte: UNESCO: ATLAS OF TRANSBOUNDARY AQUIFERS (2009)

Quanto aos aquíferos transfronteiriços, de acordo com o ATLAS OF TRANSBOUNDARY AQUIFERS da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO) (2009) destacam-se:

a) Na América do Norte e Central, o sistema de aquífero Northern High Plains (14), que abrange um território de mais de 500.000 km<sup>2</sup> nos Estados Unidos e no Canadá;

b) Na América do Sul, o aquífero Alter do Chão da Grande Bacia Amazônica (19), que ocupa uma área de 3.950.000 km<sup>2</sup> e é considerado o maior aquífero do mundo e, distribui-se por seis países, sendo eles: Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador, Peru e Venezuela. A região sul americana também comporta o conhecido Aquífero Guarani (21), que se estende por 1.200.000 km<sup>2</sup> nos países do Mercosul, Argentina, Brasil, Paraguai e Uruguai;

c) Na África, os maiores aquíferos transfronteiriços são o Nubian Aquifer System (1) e o Chad Basin (7), que se estendem por 2.199.000 e 1.917.000 km<sup>2</sup>, respectivamente;

d) No continente Europeu destaca-se principalmente o Russian Plataform Aquifer (33).

Por outro lado, o maior aquífero não fronteiriço do mundo localiza-se na Austrália, o Artesian Grand Basin (36) ocupa uma porção de cerca de 22 % do território Australiano, equivalente a 1.700.000 km<sup>2</sup> (FENSHAM et al., 2010). É um dos maiores sistemas artesianos de aquíferos do mundo, com capacidade de armazenar aproximadamente 64.900.000 giga litros de água (WHITE e LEWIS, 2011).

### **3.3.1 Tipos de Aquíferos**

Quanto à porosidade ou em função de como armazenam e transmitem a água, os aquíferos podem ser divididos em três domínios hidrogeológicos (SMA/SP, 2012).

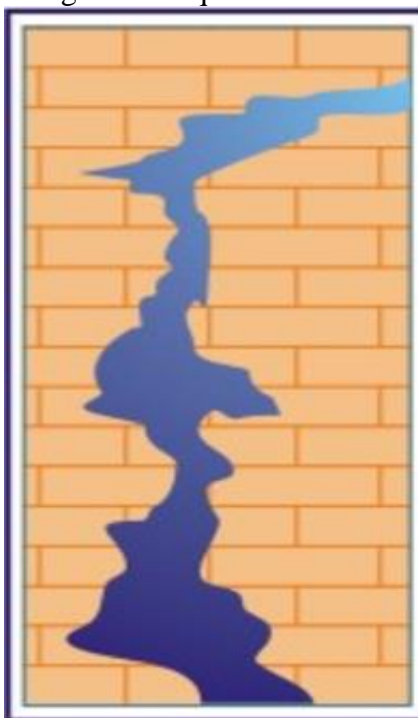
#### **3.3.1.1 Aquífero Cárstico**

Neste tipo de aquífero a água está presente nas discontinuidades da rocha, como falhas, fraturas e diaclases, as quais estão associadas a feições de dissolução nas rochas calcárias. Está ligado a região de ocorrência de rochas sedimentares ou metassedimentares associadas a rochas calcárias (MMA, 2006).

O fluxo de água nestes canais de aquíferos é associado a discontinuidades (fraturas) em rochas calcárias, como cavernas, condutos e canais subterrâneos de drenagem interconectados (RITTER et al., 2002; SCANLON et al., 2003; MMA, 2006).

Na figura 2 está exemplificado um aquífero de domínio hidrogeológico do tipo cárstico.

Figura 2 - Aquífero Cárstico



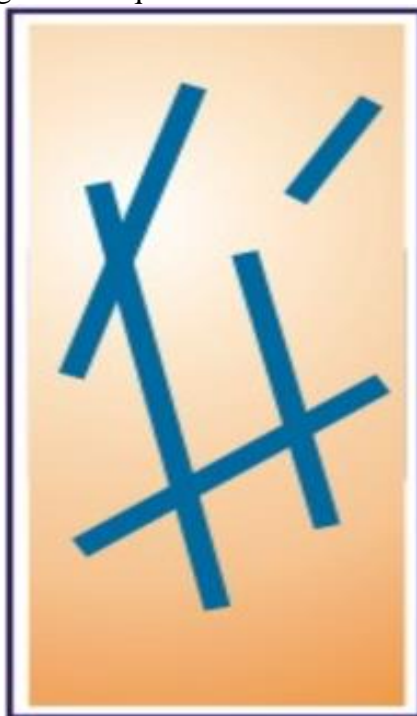
Fonte: BORGHETTI et al. (2004)

As velocidades de fluxo de água subterrânea e a alta troca dinâmica entre condutos e canais podem ser inúmeras vezes mais rápidas que em meio poroso, o que pode afetar ou contaminar as águas subterrâneas cársticas em grande parte (KUNIANSKY, 2008).

### 3.3.1.2 Aquífero Fraturado ou Fissural

Nesta formação a água está associada à presença de descontinuidades na rocha, apresenta uma porosidade secundária associada a fraturas, falhas, fendas e diaclases formadas pelo movimento tectônico onde ocorre a circulação de água. Na figura 3, a seguir, mostra um aquífero de domínio hidrogeológico fraturado, que é formado por diversos tipos de rochas ígneas e metamórficas, que incluem granitos, gnaisses, xistos, metacalcários, quartzitos, entre outras que dão origem a terrenos denominados genericamente como cristalinos (CETESB, 2007).

Figura 3 - Aquífero Fraturado/Fissural



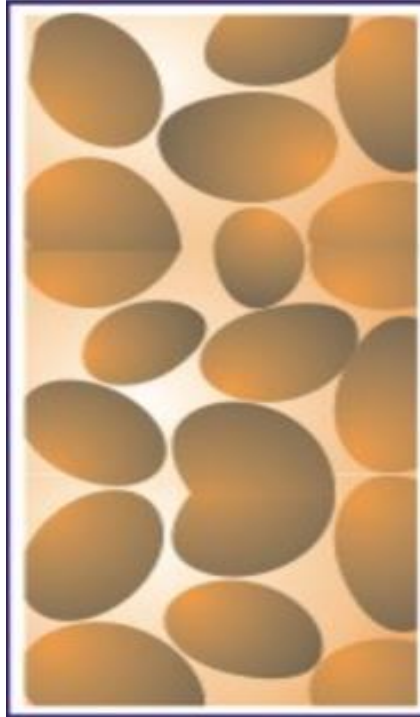
Fonte: BORGHETTI et al. (2004)

Em aquíferos Cristalinos, a potencialidade de fornecer água depende da quantidade e da conectividade das fraturas na rocha, interligadas e preenchidas com água (CETESB, 2007; SMA/SP, 2012). Estima-se que um quarto da população mundial seja abastecida por água de aquíferos fraturados (FORD e WILLIAMS, 2007).

### 3.3.1.3 Aquífero Poroso ou Sedimentar

Na figura 4, observa-se um aquífero com domínio hidrogeológico poroso ou sedimentar, que são aquíferos onde a água percola e permanece, temporariamente, armazenada nos vazios entre os grãos que compõe a rocha. Este tipo de aquífero é muitas vezes, denominado como aquífero sedimentar, pois é formado por rochas sedimentares, sendo as principais os arenitos e siltitos, e sedimentos não consolidados como grãos e minerais, constituídos por areias, cascalhos, entre outros (MMA, 2006; SMA/SP, 2012).

Figura 4 - Aquífero Poroso/Sedimentar



Fonte: BORGHETTI et al. (2004)

A porosidade intergranular depende do tamanho e da forma dos grãos que compõe esses materiais e de como eles estão arranjados. Quanto mais distante eles estiverem arranjados, maior será o espaço dos poros entre os grãos, e maior será a capacidade de armazenar água. O contrário acontece quando as partículas forem menores e de formas variadas, assim, mais firmemente elas se ajustam e o espaço entre os poros será menor (GROTZINGER e JORDAM, 2013).

Em relação à superfície superior, segundo a pressão de água os aquíferos podem ser classificados em dois grupos.

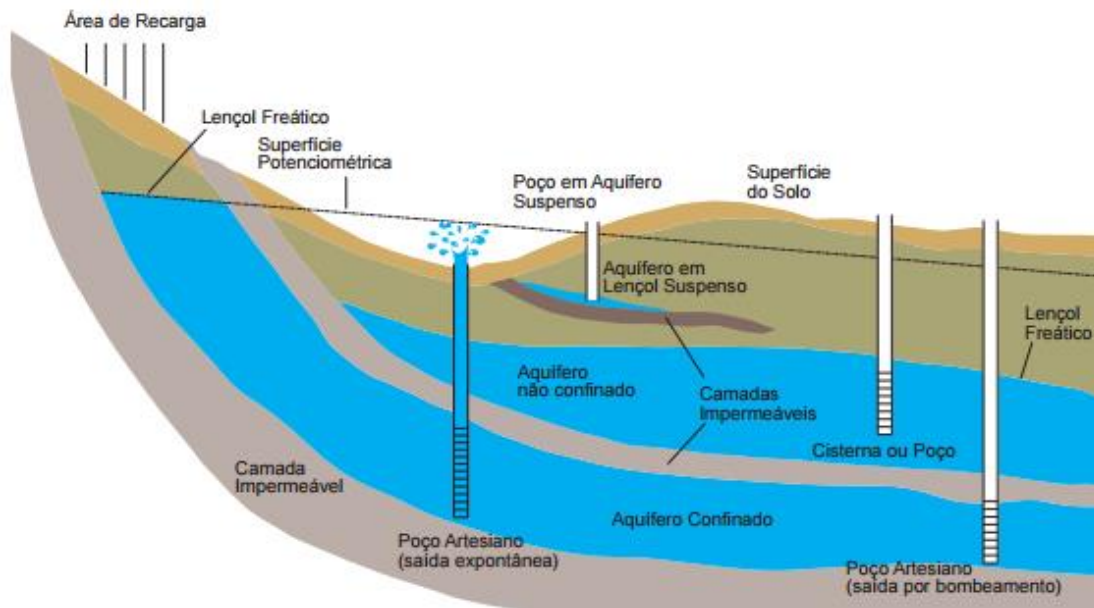
#### 3.3.1.4 Aquífero Confinado ou Artesiano

É limitado no topo e na base por camadas de rocha de baixa permeabilidade (argila, folhelho, rocha ígnea maciça, entre outras). Não há zona não saturada, e o aquífero está submetido a uma pressão maior que a atmosférica, devido a uma camada confinante acima dele que também está saturada de água. Dessa forma o nível da água tem pressão para atingir uma altura acima do topo do aquífero, mas é impedida pela camada confinante, neste caso, não podemos chamar o nível da água de freático, pois está submetido a uma pressão maior

que a atmosférica. Em aquíferos confinados, denominamos o nível da água de potenciométrico (SMA/SP, 2014).

Na figura 5, pode-se observar aquíferos do tipo confinado e não confinado de acordo com sua superfície superior.

Figura 5 - Aquífero Confinado (Artesiano) e Aquífero Não confinado (Livre)



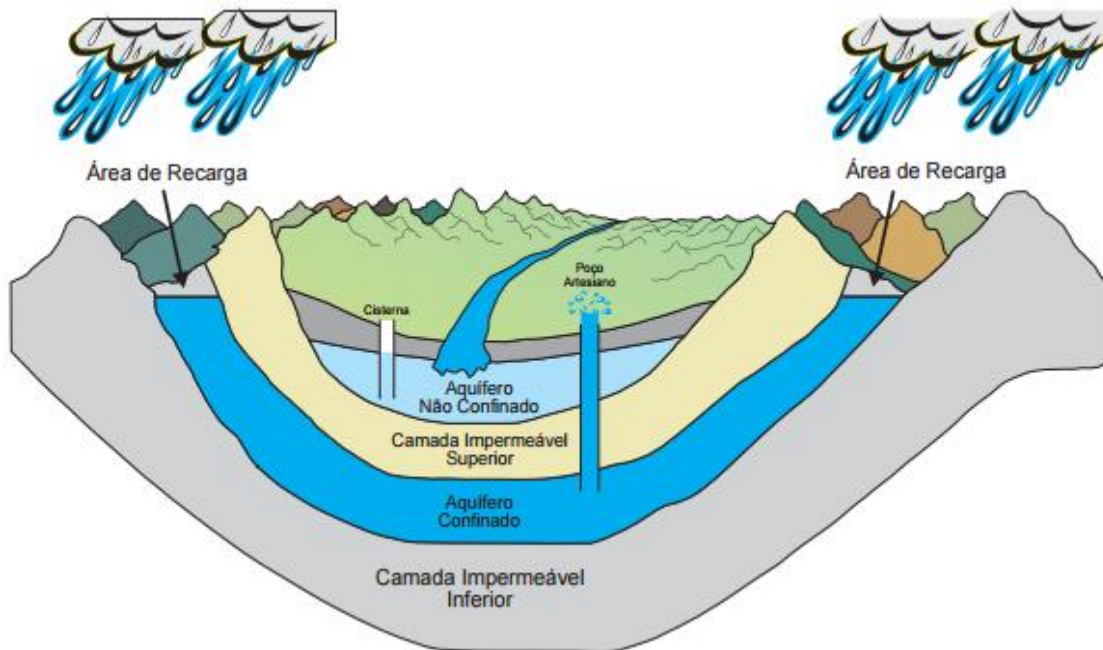
Fonte: Coelho e Havens (2014)

### 3.3.1.5 Aquífero Livre ou Freático

Os aquíferos livres ou freáticos estão mais próximos à superfície, onde a zona saturada entra em contato direto com a zona não saturada, ficando submetido à pressão atmosférica, conforme pode ser conferido na Figura 6. Em geral, este tipo de aquífero é reabastecido diretamente por fontes de água da superfície, como rios e precipitações, que infiltram no solo e atravessam a zona não saturada (BEAR, 1979; SMA/SP, 2012).



Figura 6 - Aquíferos Não Confinado (Freático) e Confinado (Artesiano)



Fonte: Coelho e Havens (2014)

Portanto, os aquíferos não confinados são capazes de liberar a água contida no seu interior por drenagem direta (que depende do tamanho dos poros do material que compõe o aquífero) em grandes quantidades, sendo assim suscetíveis a exaustão em casos de exploração acima da capacidade de suporte ou recarga. Como ocorrem tipicamente em zonas saturadas permitem uma melhor exploração econômica da água (COELHO e HAVENS, 2014).

### 3.3.2 Áreas de reabastecimento e descarga de aquíferos

O processo por meio do qual um aquífero recebe água é chamado de recarga. As tendências que influenciam na recarga de águas subterrâneas são principalmente relacionadas a fatores climáticos, enquanto outros fatores como o solo, uso do solo e geologia podem afetar o processo (MMA, 2007).

Em geral, a geologia das zonas de recarga é adequada para a infiltração e, portanto, a água superficial pode recarregar facilmente a água subterrânea através dessas áreas. No entanto, a alta capacidade de infiltração das zonas de recarga também pode torná-las sensíveis às fontes de poluição da superfície do solo (TSAI et al., 2017).

O reabastecimento ou recarga de aquíferos pode se dar de forma natural, direta ou indireta, ou de forma artificial com intervenção antrópica. Enquanto que o escoamento de parte da água para fora do aquífero é denominado de descarga.

### 3.3.2.1 Recarga e Descarga de Aquíferos

A recarga das águas subterrâneas é o processo por meio do qual ocorre à entrada de água nos sistemas de aquíferos (FIORILLO et al., 2014). Tem como fonte principal o regime pluviométrico (quantidade de chuva) e é regulada por um conjunto de fatores físicos e climáticos, como arcabouço geológico, tipo de solo, relevo, cobertura vegetal, evapotranspiração, dentre outros (CARRERA-HERNÁNDEZ et al., 2012).

A recarga das águas subterrâneas é um parâmetro importante do ponto de vista hidrogeológico e de planejamento, pois conhecer a taxa de reposição do sistema de aquíferos é um meio de garantir níveis adequados de captação e do lençol freático, o que pode ser particularmente mais crítico em regiões áridas e semiáridas (MARTÍNEZ-SANTOS e ANDREU, 2010). Contudo, é um parâmetro de difícil estimativa, visto que boa parte das interações entre a superfície e as águas subterrâneas são naturalmente complexas e dependentes de fatores climáticos, geológicos e bióticos (SOPHOCLEOUS, 2002)

Quando a recarga é feita por meio da infiltração direta das águas na superfície do solo/rocha chamamos de recarga direta. Essa infiltração ocorre em toda superfície do aquífero livre, ou no caso de aquíferos confinados nas áreas de afloramento, ou seja, quando a rocha aparece na superfície (MMA, 2007). As áreas de recarga direta geralmente estão localizadas em altos topográficos, que são morros, serras, dentre outros, e afloramentos de rochas sedimentares. São áreas de extrema importância na manutenção da qualidade e quantidade das águas subterrâneas, dessa forma, é de extrema importância que sejam protegidas (MMA, 2006).

A recarga indireta ocorre em locais onde o aquífero não se encontra em contato direto com as águas superficiais e, mesmo assim é recarregado, recebendo água através de outras rochas (MMA, 2007).

Já as áreas onde a água sai do aquífero, são chamadas de zonas de descarga. Nesses locais as águas podem, normalmente, voltar à superfície do terreno, em forma de nascente ou como escoamento básico, alimentando os córregos, rios e lagos. Como a velocidade de escoamento da água subterrânea em geral é lento pode demorar semanas, meses, anos e até séculos, para que a água subterrânea circule da área de recarga para a área de descarga. Apenas em aquíferos cársticos ou muito fraturados, onde as fendas e condutos têm elevada conectividade, a velocidade pode ser bem maior (SMA/SP, 2014).

### 3.4 DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA

A contaminação da água representa um dos principais riscos à saúde pública, e existe uma estreita relação entre a qualidade da água e as inúmeras enfermidades que ela pode causar, especialmente para aquelas populações que não são atendidas por saneamento básico (LIBÂNIO et al., 2005).

De acordo com o novo relatório do programa “Progresso em Água Potável e Saneamento” da Organização Mundial da Saúde (OMS) e do Fundo das Nações Unidas para a infância (UNICEF) (2017), cerca de 3 em cada 10 pessoas em todo o mundo, ou 2,1 bilhões, não tem acesso a água segura ou disponível em casa. Desses 2,1 bilhões, 844 milhões não possuem nenhuma fonte de consumo básico de serviço de água, que inclui 159 milhões de pessoas que consomem água de fontes superficiais não tratadas.

As doenças transmitidas pela água representam um grande risco para a saúde humana em muitas partes do mundo, especialmente nos países em desenvolvimento (UNICEF e WHO, 2015). Prüss-Ustün et al. (2014) relataram que a água potável de fontes inseguras, sozinha, representava 50 % das mortes na África Subsaariana em um total de 50 milhões de mortes em 2012.

Nesse contexto, as doenças diarreicas, estão diretamente ligadas a condições sanitárias e de consumo de água, e resultam em um grave problema de saúde pública (ÖZKAN et al., 2007). A cólera, febre tifoide, poliomielite, hepatite A, verminoses, salmonelose, entre outras (NAVARRO, 2002), representam quase 1,3 milhão de mortes por ano entre as crianças com menos de cinco anos de idade, tornando-as a segunda causa mais comum de óbitos infantis em todo o mundo e a maior causa vinculada a água e a falta de saneamento (UNICEF, 2012).

Outras doenças vinculadas a fontes de água não potável ou contaminadas que apresentam ocorrência frequente de casos de enfermidades são, principalmente, doenças de origem bacteriana - Shigella, Escherichia coli; vírus – Rotavírus; e parasitárias – Ameba, Giárdia, Cryptosporidium, Cyclospora (SES/SP, 2009).

Eventos naturais como enchentes facilitam a ocorrência de doenças parasitárias, especialmente aquelas transmitidas pela água (MS, 2011). Nesses casos é de suma importância que a população fique alerta para o risco de contaminação e proliferação de doenças. A maioria delas ocorre devido ao consumo de água contaminada ou ao seu contato com a pele. O acúmulo de lixo favorece a proliferação de animais e insetos causadores de doenças, como ratos, baratas e mosquitos (MS, 2013).

## 3.5 PARÂMETROS DE QUALIDADE FÍSICO - QUÍMICO E MICROBIOLÓGICOS

### 3.5.1 Temperatura

De acordo com a WHO (2011), a temperatura da água impacta na aceitabilidade dos consumidores, visto que provoca o crescimento de microrganismos e afeta uma série de outros componentes orgânicos e inorgânicos que podem provocar gosto e odor na água, além de problemas relacionados com corrosão. Burge et al. (2014) também supõe que o aumento da temperatura da água pode provocar surtos de doenças infecciosas.

Cabe ressaltar que temperaturas da água acima do normal podem estar ligadas a fontes antropogênicas, como efluentes industriais. Águas com elevadas temperaturas, como as subterrâneas mais profundas necessitam de resfriamento para estarem adequadas ao consumo humano (FUNASA, 2014).

### 3.5.2 Cor Aparente

O maior problema relacionado com a cor das águas é, em geral, estético, pois pode provocar repulsa no consumidor. A cor da água geralmente está associada a presença de sólidos dissolvidos, principalmente em estado coloidal orgânico e inorgânico (CETESB, 2016). Alguns coloides orgânicos sob efeito de cloração podem gerar compostos indesejáveis e potencialmente cancerígenos como os trihalometanos (FUNASA, 2014).

Como a matéria orgânica (MO) em estado coloidal também pode estar relacionada a esgotos domésticos e industriais, a cor em águas para abastecimento deve ser investigada, pois pode ser uma indicação de uma situação perigosa, e que o local de captação pode ter sido impactado (WHO, 2011).

### 3.5.3 Turbidez

A turbidez das águas não é necessariamente uma ameaça para a saúde, porém, pode provocar impacto negativo na aceitabilidade por causa da nebulosidade que provoca. A turbidez das águas subterrâneas pode ter origem na dissolução das rochas (WHO, 2011), entretanto, efluentes domésticos e industriais são possíveis alteradores da turbidez das águas (CETESB, 2016).

A nebulosidade ou turbidez excessiva podem representar uma preocupação à saúde pública, pois podem abrigar e/ou impulsionar o crescimento de organismos patogênicos causadores de doenças entéricas, como vírus, parasitas e algumas bactérias (ABDELMEGUID et al., 2017; USEPA, 2017). A turbidez também pode atuar como um escudo para estes microrganismos durante as etapas de desinfecção, dificultando a ação do desinfetante (MS, 2006).

#### **3.5.4 Sólidos Totais**

Almeida e Schwarzbald (2003) acreditam que o comportamento dos sólidos totais é semelhante ao da turbidez, e que seus valores podem refletir as condições do local, além disso, a carga de sólidos aumenta juntamente com a carga dos contaminantes, como afirma Von Sperling (2005).

Assim como a turbidez, os sólidos podem reter resíduos orgânicos, provocar sabor e odor nas águas, além de causar processos corrosivos na tubulação (ANA, 2005). Entretanto, a legislação trata apenas os sólidos dissolvidos como parâmetro de potabilidade das águas, pois é a parcela que reflete o lançamento de esgotos (FUNASA, 2014).

#### **3.5.5 Condutividade Elétrica**

A condutividade elétrica é comumente utilizada para medir o teor de sal na água, e é um método padrão utilizado para investigar a qualidade de uma água (ASENBAUM et al., 2011).

A condutividade pode indicar uma medida indireta da concentração de poluentes. Em geral, valores acima de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  são indicativos de ambientes impactados (CETESB, 2016), enquanto que as águas naturais apresentam valores, em geral, abaixo de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , além do que, locais poluídos por esgotos industriais e domésticos podem chegar a 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  indicam (FUNASA, 2014).

O aumento da condutividade é diretamente proporcional ao aumento de sólidos dissolvidos na água, e altos valores podem ser indicativo de corrosividade da água. A condutividade também é um indício da modificação da composição da água, porém não fornece informações relativas à quantidade dos componentes (CETESB, 2016).

### 3.5.6 Potencial Hidrogeniônico

A importância do pH está diretamente ligado aos ecossistemas aquáticos naturais devido ao efeito sobre a fisiologia de diversas espécies. Determinadas condições de pH também podem ser responsáveis pela precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados, enquanto que outras condições podem interferir na solubilidade de nutrientes (CETESB, 2016). Desta forma são atribuídas faixas de pH para diferentes classes e usos das águas. Para consumo humano, a Portaria N° 2.914/2011 do MS estabelece que o pH deve estar em um intervalo de 6,5 a 9,5 para ser considerada potável.

Para águas destinadas ao consumo humano, pode afetar a influência dos processos de tratamento, além de conferir gosto a água e corrosividade em função de pH ácidos (CERETTA, 2004). Outra ressalva referente a valores de pH mais baixos, é feita por Marotta et al. (2008), no qual mencionam que tais valores podem ser decorrentes da presença do excesso de MO na água, devido a liberação do gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) decorrente da decomposição destes compostos, o qual origina o ácido carbônico ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ). No caso de pH mais alcalinos, acima de 8,5, Adarsh e Mahantesh (2006) afirmam a água pode adquirir gosto mais salgado e provocar distúrbios na pele e irritação nos olhos.

### 3.5.7 Alcalinidade

É um parâmetro que não possui significado sanitário tão relevante para a água potável, por exemplo, para águas com teores elevados pode conferir amargor. Entretanto possui grande significado nos processos de tratamento da água, estando relacionada à coagulação, redução de dureza e prevenção de corrosão (VON SPERLING, 2005).

De acordo com Von Sperling (2005), a alcalinidade das águas tem origem naturalmente da dissolução do solo e das rochas e da decomposição da matéria orgânica. Valores elevados nos corpos de água podem estar associados ao lançamento de efluentes industriais e com a atividade respiratória de micro-organismos, com liberação e dissolução de  $\text{CO}_2$ , principalmente para alcalinidades com origem de hidróxidos ( $\text{pH} > 9,4$ ) (LIBÂNIO, 2010; CETESB, 2016).

### 3.5.8 Oxigênio Dissolvido

O teor de OD é um dos parâmetros mais importantes da qualidade da vida aquática,

pois indica diretamente o estado em que se encontra o ecossistema aquático e a sua capacidade de sustentar vida, como afirmam Tomić et al. (2017). Teores de 2 a 5 mg/L são considerados como o mínimo necessário para manutenção da vida aquática segundo o MS (2006).

Dakoli (2007) considera o OD um parâmetro de proteção das águas subterrâneas, visto que é responsável pelos seus processos de autodepuração. E quando estes valores encontram-se muito baixos, de acordo com estudos anteriores, Patil e Patil (2010) afirmam que estes são fortes indícios de contaminação por matéria orgânica.

### **3.5.9 Absorvância UV 254 nm**

A absorvância UV no comprimento de onda de 254 nm é rotineiramente utilizado em sistemas de abastecimento de água como uma medida indireta da MO, de acordo com Bieroza et al. (2009). Entretanto, Korshin et al. (2009), relatam que a absorvância UV 254 é um parâmetro típico para a determinação de compostos aromáticos com diferentes graus de ativação.

A matéria orgânica, onde podem estar presentes compostos aromáticos, na água de abastecimento, preocupa pelo fato de que em processos de desinfecção da água, fornecem materiais precursores para a formação de trihalometanos e ácidos haloacéticos (ORIOLE et al., 2013; GHERNAOUT, 2014). Também pode atuar como um transportador de substâncias tóxicas, desencadear o crescimento de bactérias e formação de biofilme, além de provocar cor, sabor e odor na água e aumentar a demanda de cloro nos processos de desinfecção (TUBIĆ et al., 2013; WANG et al., 2013).

### **3.5.10 Coliformes Totais**

Esse grupo de bactérias, que podem naturalmente estar presentes no meio ambiente, de acordo com a USEPA (2017), são consideradas sentinelas das águas, pois sinalizam um alerta sobre possíveis atividades antropogênicas, além disso, também indicam como o ambiente aquático é afetada dentro da área (MANSILHA et al., 2009).

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) (2017) assim como Kacar (2011) consideram coliformes totais um bom indicador para a água potável, Kacar (2011), acredita ainda que as bactérias do grupo coliformes podem estar relacionadas à poluição das águas com descarga de efluentes de esgoto e matéria fecal animal. E, apesar de

com poucas exceções, bactérias coliformes serem prejudiciais aos seres humanos, podem estar ligados aos outros agentes patogênicos causadores de problemas de saúde caso ingeridos, como outras bactérias, parasitas e vírus. Em sistemas com tratamento da água, também pode ser utilizado para indicar a eficiência do tratamento e a integridade do sistema de distribuição (USEPA, 2017).

### 3.6 LEGISLAÇÃO DAS ÁGUAS NO BRASIL

A primeira legislação de águas elaborada vigente no país foi o Código das Águas de 1934. Mesmo avançado para a época, não foi capaz de resolver os conflitos em relação ao uso e a proteção das águas.

Em 1997 entrou em vigor um poderoso mecanismo de gestão das águas no Brasil, a Lei Federal Nº 9433/1997, também conhecida como “Lei das Águas”, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Segundo a Lei das Águas, a água é considerada um bem de domínio público e um recurso natural limitado, dotado de valor econômico. A gestão dos recursos hídricos deve proporcionar os usos múltiplos das águas, de forma descentralizada e participativa, contando com a participação do poder público, dos usuários e das comunidades. A lei também prevê que em situações de escassez o uso prioritário da água é para consumo humano e para a dessedentação de animais.

Outro marco importante na gestão dos recursos hídricos do país é a criação da Lei Federal Nº 9.984 de 2000, que dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas (ANA). Onde fica a cargo da ANA implementar a PNRH e coordenar o SINGREH, com o intuito de fiscalizar o uso de recursos hídricos no país.

A partir disso, vários outros mecanismos foram criados a fim de proteger as águas na União, como a: Resolução CONAMA Nº 357 de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece condições e padrões de lançamentos de efluentes e Resolução CONAMA Nº 430 de 2011, Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução 357/2005.

O Decreto Federal Nº 5.440 de 2005, estabelece definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e institui mecanismos e ferramentas para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano.



Quanto à legislações específicas sobre as águas subterrâneas no território brasileiro, vale destacar a Resolução CONAMA N° 396 de 2008 que dispõe prioritariamente sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas. Essa mesma resolução também trata das condições e da classificação das águas subterrâneas, além de incentivar a proteção e dar providências sobre formas de prevenção das águas.

### **3.6.1. Padrões de Potabilidade da Água**

A Portaria N° 2.914 de 2011 do MS estabelece e regulamenta os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. A partir dela fica estabelecido, que toda água destinada ao consumo humano distribuída coletivamente por meio de sistema, solução alternativa coletiva ou individual de abastecimento de água está sujeita a vigilância do controle de qualidade da água.

Padrão de Potabilidade é definido de acordo com a Portaria N° 2.914/2011 do MS como: “conjunto de valores permitidos como parâmetro da qualidade da água para consumo humano”. A água para consumo humano é entendida como sendo: uma água potável destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem. Já a água potável é definida como sendo uma água que atenda aos padrões de potabilidade estabelecidos nesta Portaria e que não ofereça riscos à saúde.

Como forma de controlar a qualidade da água para o consumo humano, a Portaria do MS N° 2.914/2011 padroniza valores que devem atendidos para classificar uma água como potável para consumo humano. Desta forma, na Tabela 2, observa-se os parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados no presente trabalho, assim como seus valores máximos permitidos (VMP) de acordo com a seguinte portaria.

Tabela 2 - Valores máximos permitidos de água para consumo humano dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados no presente estudo em relação à Portaria N° 2.914/2011 do MS

<b>Parâmetros</b>	<b>VMP</b>	<b>Unidade</b>
Absorvância (254 nm)	-	-
Alcalinidade	-	mg/L de CaCO <sub>3</sub>
Coliformes Totais	Ausência em 100 mL	NMP/100 mL
Condutividade Elétrica	-	µS/cm
Cor Aparente	15	uH
Oxigênio Dissolvido	-	mg/L
pH	6-9,5	-
Sólidos Totais	-	mg/L
Temperatura	-	°C
Turbidez (Águas subterrâneas sem desinfecção)	5	uT

Fonte: Adaptado da Portaria N° 2.914/2011 do MS

Nota: VMP: valor máximo permitido; NMP: Número mais provável

Conforme verifica-se na tabela 2, somente para quatro parâmetros, coliformes totais; cor aparente; pH e turbidez, são estabelecidos limites máximos e ou mínimos segundo a Portaria N° 2.914/2011 MS, dessa maneira, somente esses foram comparados com a mesma, enquanto que os demais parâmetros tiveram seus resultados comparados com valores encontrados na literatura.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo buscou avaliar os parâmetros de potabilidade da água de poços artesianos utilizadas para abastecimento humano na área rural do Município de Campina das Missões/RS. Para tanto, foram coletadas amostras em pontos distintos da área rural do Município com a finalidade de verificar se os parâmetros estudados estão em conformidade com a legislação ambiental vigente.

O Município está localizado na Mesorregião Noroeste Rio Grandense (IBGE, 2010), entre as coordenadas geográficas de latitude  $27^{\circ} 59' 20''$  S e a uma longitude  $54^{\circ} 50' 22''$  O (IBGE, 2015). De acordo com o senso demográfico do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2010), o município possui uma população de 6.117 habitantes, sendo destes, 3.929 (64,23 %) residentes na zona rural. Na Figura 7, observa-se a vista aérea da área urbana do Município de Campina das Missões/RS.

Figura 7 - Vista aérea da área urbana do Município de Campina das Missões



Fonte: Google Earth Pro (2017)

Os 3.929 habitantes da zona rural do município estão divididos em 31 comunidades rurais, as quais são: Comunidade Canal Torto, Comunidade La Sale, Esquina Campina, Linha 1º de Março Centro, Linha 1º de Março Norte, Linha 1º de Março Sul, Linha Amadeu Centro, Linha Amadeu Níquel Sul, Linha Amadeu Centro, Linha Amadeu Norte, Linha Amadeu Sul, Linha Burití, Linha Butiá Centro, Linha Butiá Norte, Linha Butiá Sul, Linha Comandai (Burití Sul), Linha Doze, Linha Godói Centro, Linha Guanabara, Linha Natal, Linha Níquel, Linha Níquel Centro, Linha Níquel Norte, Linha Oito de Maio, Linha Paca Centro, Linha Paca Norte, Linha Paca Sul, Linha Pio X, Linha Ressaca, Linha Seção F e Vila Teresa.

As comunidades rurais utilizam exclusivamente água de sistemas alternativos coletivos de abastecimento (poços), não dependendo de fontes superficiais, o que significa que mais de 60 % do total população do Município de Campina das Missões/RS depende do abastecimento por fonte de manancial subterrâneo.

#### **4.1.1 Caracterização dos pontos de coleta**

Para execução do estudo foram delimitados 10 pontos de coleta para análise das águas subterrâneas dos poços artesianos da área interiorano do município, de forma que proporcionassem uma boa representatividade de toda extensão do território rural do Município de Campina das Missões/RS.

As coletas foram realizadas no período da manhã, nas comunidades descritas na Tabela 3, seguindo as diretrizes do Standard Methods (APHA, 2005) e o Manual Prático para Análise de Água (FUNASA, 2013), para coleta de águas subterrâneas em poços e analisadas no Laboratório de Águas e Ecotoxicologia da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) *campus Cerro Largo/RS*.

Tabela 3 - Localização dos pontos de coleta e quantidade de famílias atendidas por poço

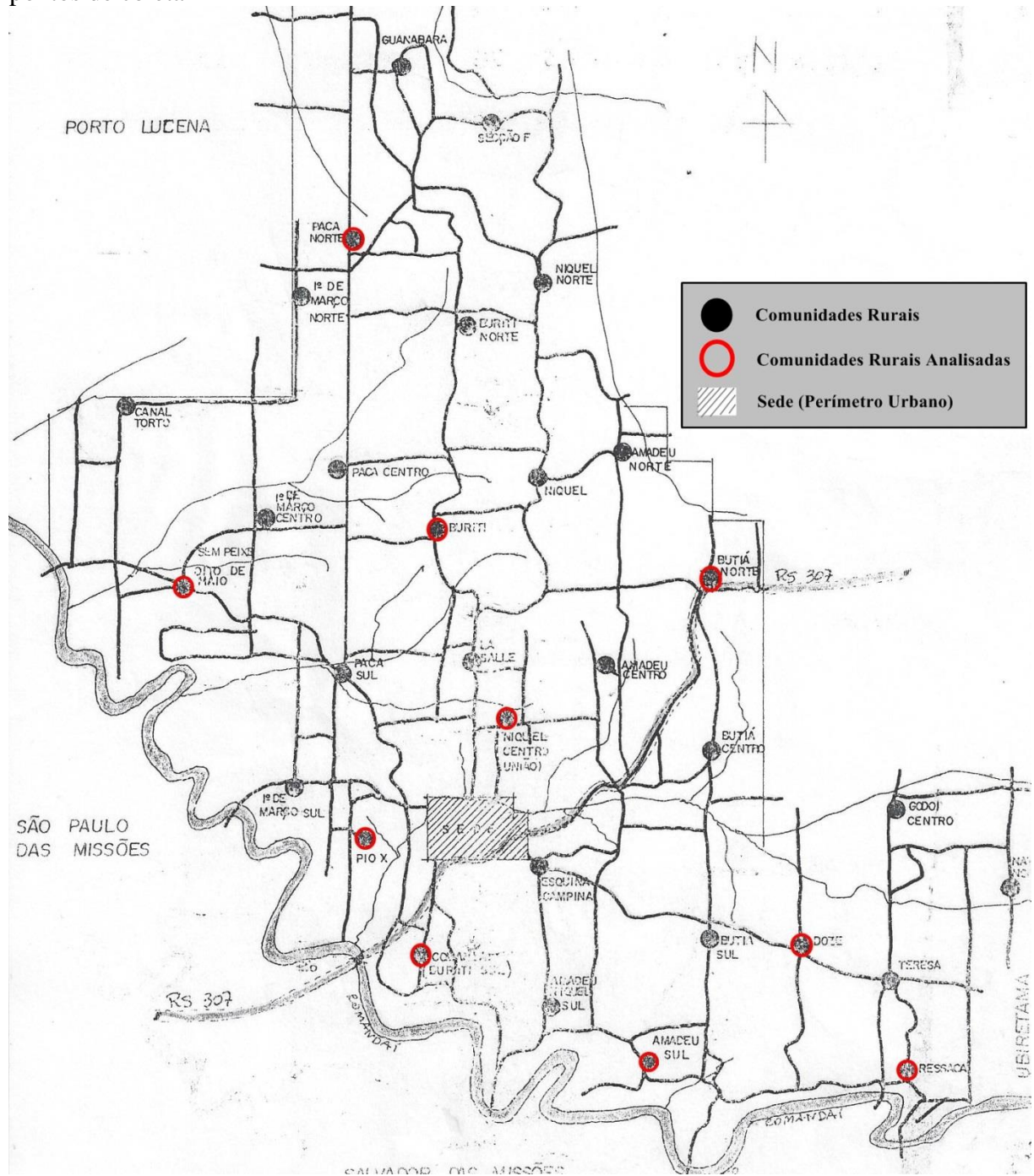
<b>Localidade/Pontos de Coleta</b>	<b>Localização</b>	<b>Famílias atendidas</b>
Paca Norte	27° 54' 11" S 54° 52' 52" O	32
Buriti	27° 56' 39" S 54° 50' 51" O	15
Oito de Maio	27° 56' 29" S 54° 54' 22" O	15
Butiá Norte	28° 00' 03" S 54° 52' 52" O	40
Niquel Centro	27° 58' 20" S 54° 50' 17" O	28
Pio X	27° 58' 53" S 54° 52' 52" O	50
Comandai	27° 56' 51" S 54° 47' 46" O	15
Doze	28° 00' 40" S 54° 46' 26" O	38
Amadeu Sul	28° 01' 50" S 54° 48' 28" O	35
Ressaca	28° 02' 12" S 54° 45' 17" O	48

Fonte: Elaborado pelo autor

Nota: O: Oeste; S: Sul

Na Figura 8, é possível observar as 31 comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS juntamente com a localização dos pontos de coleta selecionados para coleta da água dos poços artesianos para análise de acordo com o mapa rodoviário do Município

Figura 8 - Mapa rodoviário do Município de Campina das Missões com identificação dos pontos de coleta



Fonte: Adaptado de Prefeitura municipal de Campina das Missões/RS (1984)

#### 4.2 PLANO DE AMOSTRAGEM

A realização das amostragens foi realizada respeitando-se um período de cerca de três meses entre as coletas a partir da primeira, de modo a se coletar ao menos uma amostra ao

longo de três estações do ano (outono, inverno e primavera), e sendo cada uma das amostragens fracionada em três etapas.

Para coleta das amostras foram seguidos procedimentos do Standard Methods (APHA 2005) para coleta de águas subterrâneas em poços. O procedimento para coleta em torneiras, meio onde foram retiradas as amostras, foi o seguinte: primeiramente fez-se higienização das mãos e da torneira utilizando álcool 70 %; no passo seguinte abriu-se a torneira e deixou-se escorrer água por cerca de 1 a 2 minutos a fim de retirar a água estagnada na tubulação e então foram feitas as coletas.

Na coleta para análise de coliformes totais, foram utilizados recipientes de vidro com capacidade de 560 mL com tampa de metal e hermeticamente fechados, devidamente esterilizados anteriormente em laboratório. As amostras foram preservadas seguindo as diretrizes do Standard Methods (APHA, 2005), onde as mesmas foram mantidas sob refrigeração em uma caixa de isopor contendo gelo.

Em relação às análises físico-químicas, as coletas foram feitas utilizando-se garrafas de Politereftalato de etileno (PET) de 2 L devidamente higienizadas antes da coleta,

#### **4.2.1 Primeira amostragem**

As amostragens foram divididas em três etapas e realizadas da seguinte maneira:

- I. Dia 14/05: Nesta data foi realizada a coleta em três pontos, Linha Comandai, Butiá Norte e Pio X, para análise de coliformes totais.
- II. Dia 20/05: Neste dia, os três locais amostrados para análise de coliformes totais foram, Linha Paca Norte, Oito de Maio e Ressaca. Também foi realizada nesta mesma data as amostragens de todos os 10 locais para as análises físico-químicas.
- III. Dia 28/05: Nesta última etapa foi feito a coleta nos últimos quatro locais restantes para análises de coliformes totais, que foram os seguintes: Linha Níquel Centro, Buriti, Doze e Amadeu Sul.

#### **4.2.2 Segunda amostragem**

As amostragens foram divididas em três etapas e realizadas da seguinte maneira:

- I. Dia 18/08: Nesta data foi realizada a coleta em três pontos, Linha Comandai, Butiá

Norte e Pio X, para análise de coliformes totais.

- II. Dia 25/08: Neste dia, os três locais amostrados para análise de coliformes totais foram, Linha Paca Norte, Oito de Maio e Linha Buriti. Também foi realizada nesta mesma data as amostragens de todos os 10 locais para as análises físico-químicas.
- III. Dia 01/09: Nesta última etapa foi feito a coleta nos últimos quatro locais restantes para análises de coliformes totais, sendo eles: Linha Níquel Centro, Doze, Ressaca e Amadeu Sul.

#### **4.2.3 Terceira amostragem**

As amostragens foram divididas em três etapas e realizadas da seguinte maneira:

- I. Dia 06/11: Nesta data foi realizada a coleta em três pontos, Linha Comandai, Butiá Norte e Pio X, para análise de coliformes totais.
- II. Dia 11/11: Neste dia, os três locais amostrados para análise de coliformes totais foram, Linha Paca Norte, Oito de Maio e Linha Buriti. Também foi realizada nesta mesma data as amostragens de todos os 10 locais para as análises físico-químicas.
- III. Dia 19/11: Nesta última etapa foi feito a coleta nos últimos quatro locais restantes para análises de coliformes totais, sendo eles: Linha Níquel Centro, Doze, Ressaca e Amadeu Sul.

#### **4.2.4 Análise das amostras**

A análise dos parâmetros temperatura e OD foram realizadas no local da coleta, exceto na estação do outono onde a água foi levada e analisada no laboratório de Águas e Ecotoxicologia da UFFS campus Cerro Largo/RS, utilizando termômetro graduado e oxímetro (INSTRUTHERM/MO-900). Os demais parâmetros também foram analisados no laboratório de Águas e Ecotoxicologia da UFFS, seguindo as metodologias listadas na tabela 4.

Para realização das análises a campo, a água foi coletada em torneiras com um béquer de vidro de 300 mL de capacidade, onde se introduzia o sensor do equipamento de mensuração no caso de OD e termômetro para mensuração de temperatura. As análises laboratoriais físico-químicas e biológicas foram realizadas em triplicata, no mesmo dia em que as amostras foram coletadas.



Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos e biológicos analisados e respectivas metodologias de análises utilizadas

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>Método</b>
Absorvância UV (254 nm)		Espectrofotométrico
Alcalinidade	mg/L de CaCO <sub>3</sub>	Titulométrico
Coliformes totais	NMP/100mL	Tubos Múltiplos
Condutividade elétrica	μS/cm	Condutimétrico
Cor	uH	Colorimétrico
Oxigênio Dissolvido	mg/L	Eletrométrico
pH		Potenciométrico
Sólidos totais	mg/L	Gravimetria
Temperatura	°C	Termométrico
Turbidez	uT	Turbidimétrico

Fonte: Elaborado pelo autor

NMP = Número mais provável

#### 4.3 ANÁLISES DOS DADOS

Os resultados obtidos durante o estudo foram organizados em gráficos e tabelas, e interpretados de acordo com as especificidades de cada parâmetro, sempre que possível comparando os valores obtidos com os exigidos pela Portaria N° 2.914/2011 do MS, para os demais não considerados como parâmetros de potabilidade da água pela Portaria N° 2.914, fora analisados de acordo com valores encontrados por outros autores ou em legislações internacionais.

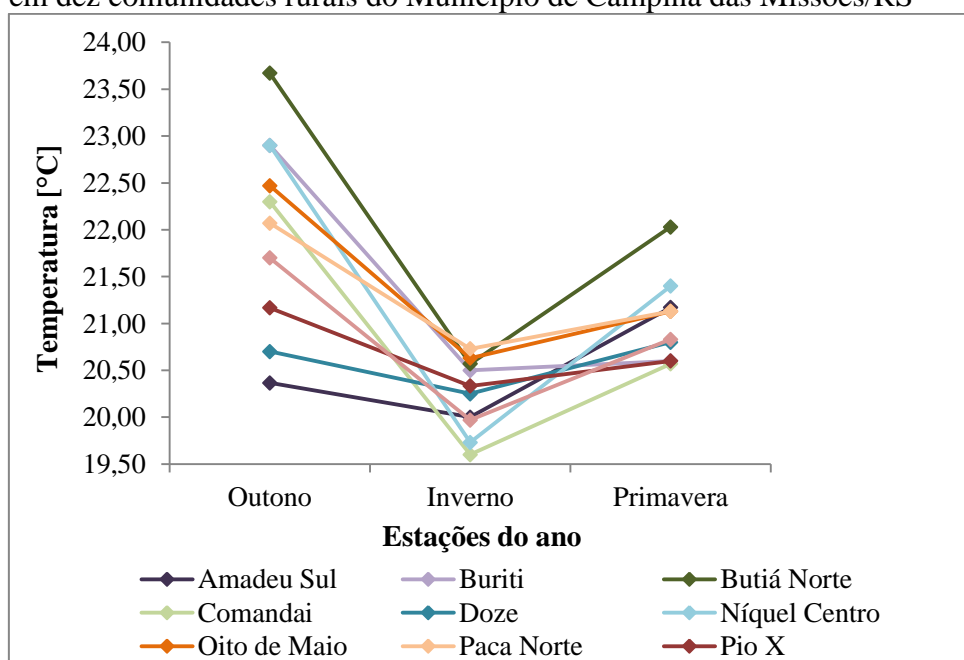
## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para atendimento dos objetivos estabelecidos no presente trabalho, foram realizadas análises da água subterrânea que abastecem dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS, com a finalidade de monitorar a potabilidade da água ao longo do ano. Os resultados estão descritos por meio de gráficos, tabelas e de forma descritiva, divididos de acordo com os pontos e suas respectivas estações do ano.

### 5.1 TEMPERATURA

De acordo com a Figura 9, observa-se que a temperatura das águas mantiveram-se praticamente constantes, com uma variação de  $20,37 \pm 0,31$  a  $23,67 \pm 0,24$  °C no outono, uma variação no inverno de  $19,60 \pm 0,22$  a  $20,73 \pm 0,17$  °C, e uma variação de  $20,60 \pm 0,22$  a  $22,03 \pm 0,09$  °C na primavera. Como esperado, as temperaturas foram menores no inverno, entretanto apresentando pequena amplitude, principalmente quando as análises puderam ser realizadas a campo (inverno e primavera). A baixa variação de temperatura pode ser atribuída ao fato de as águas subterrâneas não possuírem uma amplitude térmica diária e mensal elevada, isso ocorre devido a disposição de camadas de rocha e solo acima do lençol freático, que protegem as mesmas do contato direto com o ar atmosférico (MARION, 2007)

Figura 9 - Valores de temperatura da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS



Fonte: elaborado pelo autor

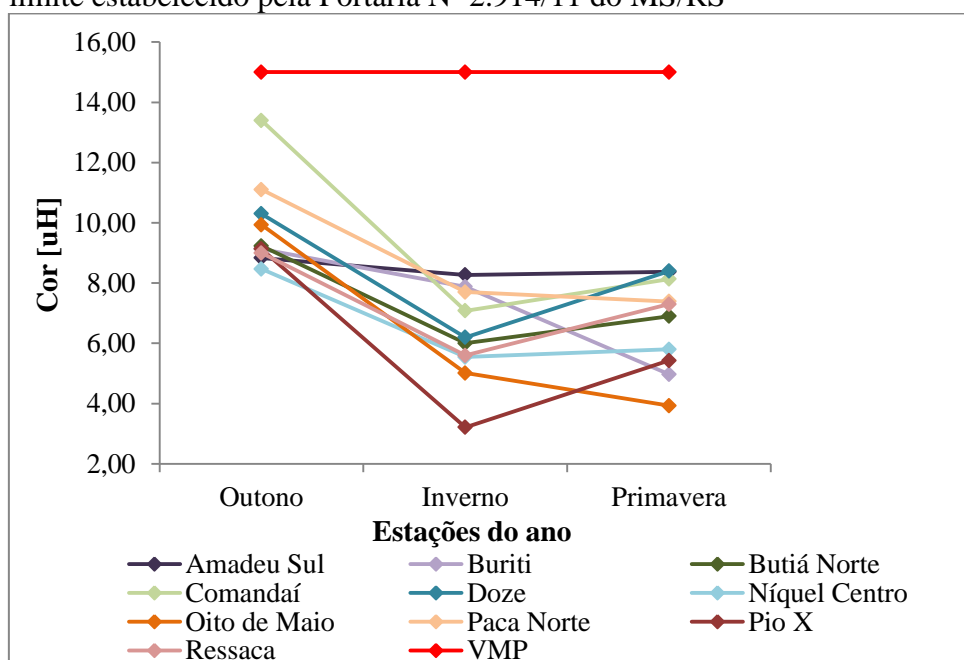
A portaria N° 2.914 do MS não estabelece nenhum limite ou intervalo de temperatura da água para consumo humano. Entretanto, é um parâmetro importante a se considerar da água potável, visto que alterações de temperatura podem desencadear mudanças nos processos físicos, químicos e microbianos no ambiente subterrâneo, influenciar na velocidade de reações químicas, nas atividades metabólicas e na solubilidade de substâncias e, conseqüentemente afetar a qualidade das águas subterrâneas (MS, 2006; SARVER, 2010; HÄHNLEIN et al., 2013).

Um aumento demasiado de temperatura pode provocar o crescimento de microrganismos e gerar problemas com gosto e odor, o que pode provocar um reflexo direto na aceitabilidade, pois a água fresca é, geralmente, mais palatável que a quente (WHO, 2011).

## 5.2 COR APARENTE

Conforme a Figura 10, observa-se que os resultados para cor aparente encontram-se abaixo do limite estabelecido para água potável pela portaria N° 2.914/11 do MS. Os valores variaram entre  $8,47 \pm 0,19$  e  $13,4 \pm 1,98$  uH na estação de outono e entre  $3,21 \pm 1,73$  a  $8,27 \pm 2,72$  e  $3,93 \pm 0,81$  a  $8,40 \pm 1,69$  uH, respectivamente, nas estações de inverno e primavera. Sendo que o limite máximo estabelecido pela portaria é de 15 uH.

Figura 10 - Valores de cor aparente da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões em comparação com o limite estabelecido pela Portaria N° 2.914/11 do MS/RS



Fonte: elaborado pelo autor

A água potável não deve apresentar nenhuma cor visível, a cor de uma água geralmente é devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente de material coloidal orgânico e inorgânico (CETESB, 2009). Efluentes domésticos e industriais também se caracterizam por apresentar matéria orgânica em estado coloidal, dessa forma valores substanciais podem ser a primeira indicação de uma situação perigosa (WHO, 2011).

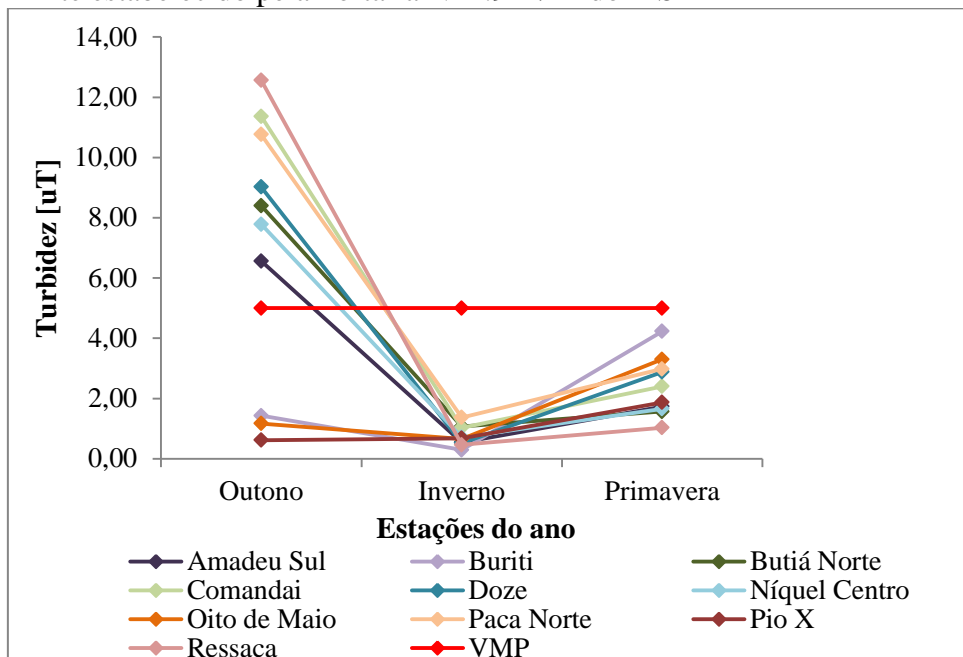
Sarabia (2009) observou valores de cor entre 0 e 60 uH, onde os valores fora dos padrões estabelecidos pela legislação (15 uH), estão relacionados a presença de ferro e manganês dissolvido, e estão associados ao contato da água subterrânea com o resíduos de matéria orgânica.

Os valores mais elevados encontrados no outono, podem estar relacionados as fortes chuvas que antecederam os dias de coleta, aumentando o carregamento de sólidos totais, e consequente de sólidos dissolvidos, podendo contribuir para a elevação da cor das águas. Nos meses de abril e maio, de acordo com dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (2017), Campina das Missões teve uma precipitação de 460 e 462 mm, respectivamente, valores bastante consideráveis se comparados a dados anteriores.

### 5.3 TURBIDEZ

Na Figura 11, observa-se que na estação outono, 70 % das amostras encontraram-se acima do estabelecido pela Portaria N° 2.914/11 do MS que é de 5 uT, com os valores variando entre  $0,62 \pm 0,12$  a  $12,57 \pm 0,78$  uT e valores dentro do permitido no inverno e na primavera, variando, respectivamente, entre  $0,29 \pm 0,014$  e  $1,37 \pm 1,10$  uT e de  $1,03 \pm 0,80$  a  $4,23 \pm 0,66$  uT.

Figura 11 - Valores de turbidez da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS em comparação com o limite estabelecido pela Portaria N° 2.914/11 do MS



Fonte: elaborado pelo autor

Os valores elevados de turbidez na estação outono, podem estar relacionados com as chuvas intensas nos dias que antecederam as coletas Kulinkina et al. (2017), em seu trabalho para avaliar a potabilidade da água em comparação com a legislação de Gana, encontrou valores de turbidez elevados em aproximadamente 41,7 % das amostras, relacionando 35,3 % desses resultados, a realização das análises na estação chuvosa que acarreta aumento de potencial de escoamento superficial. Estes efeitos podem ser potencializados em locais de solo exposto e onde o uso do solo é inadequado.

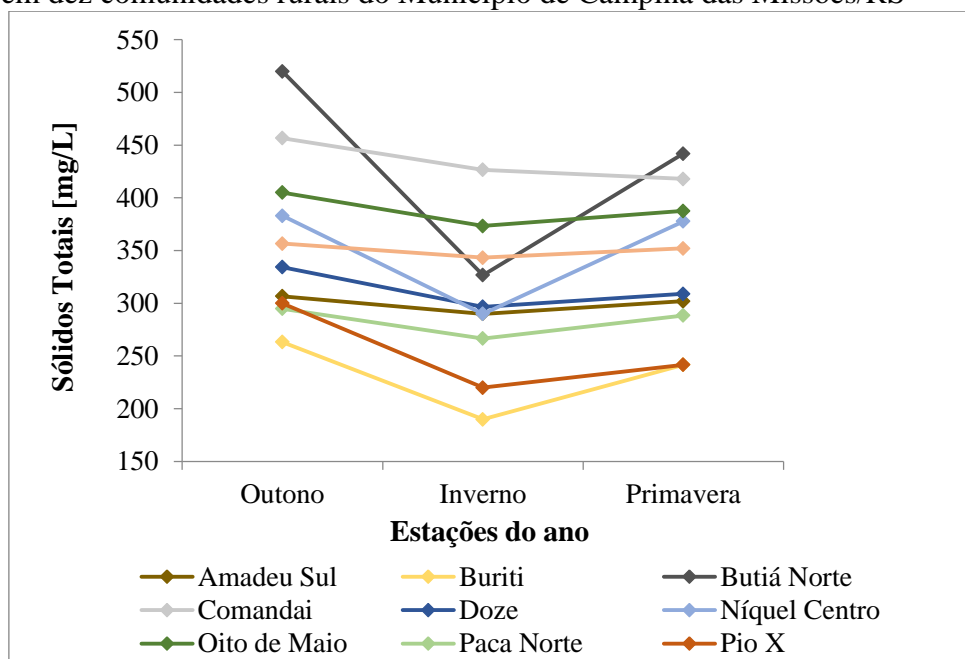
Embora a turbidez não seja necessariamente uma ameaça para a saúde, ela pode servir como um bom indicador, visto que valores elevados estão associados há microrganismos causadores de doenças, como alguns tipos de vírus, parasitas e bactérias que podem desencadear problemas de saúde como náuseas, cólicas e diarreia (USEPA, 2017).

#### 5.4 SÓLIDOS TOTAIS

Pode-se observar na Figura 12, que a concentração de sólidos totais sofreu variação de  $263,33,0 \pm 41,90$  a  $520,00 \pm 43,20$  mg/L para a estação de outono, na estação de inverno variou de  $190,00 \pm 37,42$  a  $426,67 \pm 9,43$  mg/L e, na primavera a variação foi de  $241,67 \pm 123,04$  a  $442,00 \pm 55,21$  mg/L. Entretanto a Portaria N° 2.914/2011 do MS considera apenas

os sólidos totais dissolvidos como padrão de potabilidade, pois reflete a influência do lançamento de esgotos, além de afetar a qualidade organoléptica da água (FUNASA, 2014).

Figura 12 - Valores de sólidos totais da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS



Fonte: elaborado pelo autor

A entrada natural de sólidos das águas pode ocorrer por processos erosivos e detritos orgânicos, e de forma antropogênica principalmente pelo lançamentos de efluentes (MS, 2006). De acordo com Buzelli e Cunha-Santino (2013), este parâmetro pode estar relacionados com a turbidez, mesmo que não sejam equivalentes.

Uma possível explicação para a oscilação dos valores de sólidos pode estar vinculada a localização e proteção ou vedação dos poços, sendo que os mesmos encontram-se em estados diferentes de conservação e de proteção, estando alguns mais propensos a infiltração de detritos, assim como a elevação também pode estar ligada a própria hidrogeologia local, estando alguns aquíferos mais propensos a dissolução de material rochoso, ou até mesmo a falhas e/ou infiltração na distribuição da própria água subterrânea.

Conforme pode ser observado nas Figuras 13, 14, 15 e 16, poços como da Linha Butiá Norte (Fig. 13) e da Linha Níquel Centro (Fig. 14) não possuem nenhum tipo de proteção contra a infiltração direta no local de captação, logo podem estar mais propensos à infiltração de partículas. Já nas Figuras 15 e 16, poços que correspondem a Linha Amadeu Sul e Oito de Maio, respectivamente, embora não possuam a proteção ideal, de acordo com que o que estipula o Decreto N° 52.035/2014 do Governo do Estado do Rio Grande do Sul, que seria

uma laje de vedação de concreto ao entorno do poço, com dimensão mínima de 1 m<sup>2</sup>, o mesmo conta com uma proteção alternativa, o que pode corresponder a menor variação de sólidos presentes na água subterrânea ao longo das estações do ano.

Figura 13 - Poço da Linha Butiá Norte



Fonte: Autor

Figura 14 - Poço da Linha Níquel Centro



Fonte: Autor

Figura 15 - Poço da Linha Amadeu Sul



Fonte: Autor

Figura 16 - Poço da Linha Oito de Maio



Fonte: Autor

## 5.5 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

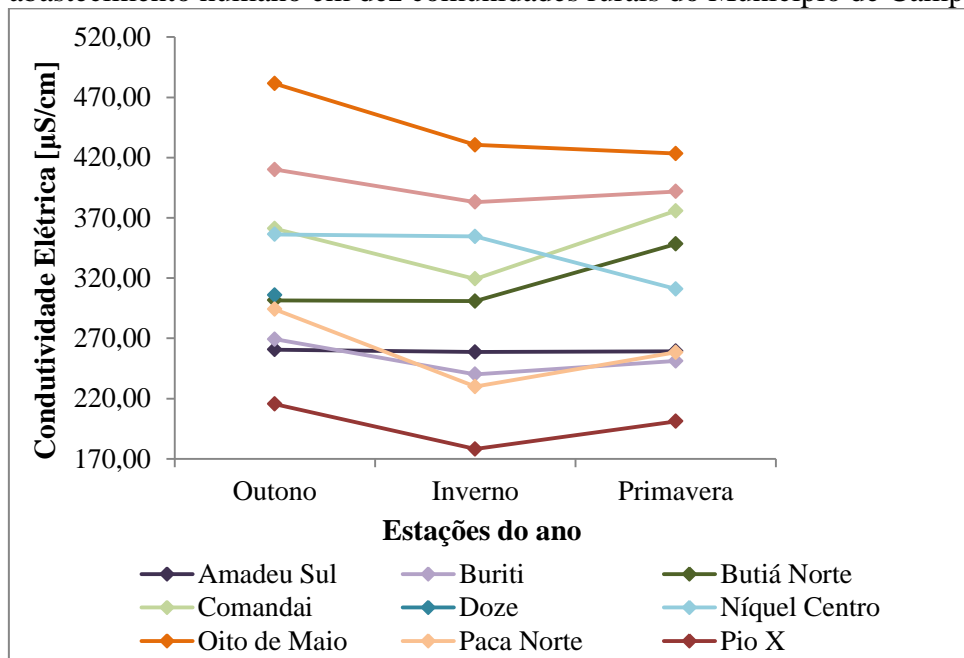
Mesmo não sendo um parâmetro utilizado para avaliar a potabilidade da água, para a CETESB (2009), a condutividade elétrica pode representar uma medida indireta da concentração de poluentes na água, e para valores acima de  $100 \mu\text{S}/\text{cm}$  considera-se o ambiente impactado. Já a WHO (2011) estipula que valores acima de  $200 \mu\text{S}/\text{cm}$  podem corresponder a águas impactadas, já que a condutividade da água aumenta à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico, podem ser mencionados os ácidos húmico e fúlvico, substâncias naturais resultantes da decomposição parcial de compostos orgânicos, entretanto, é possível que estejam relacionados aos esgotos domésticos que se caracterizam por apresentarem predominantemente matéria orgânica em estado coloidal (CETESB, 2016).

Os valores de condutividade elétrica apresentaram uma variação de  $215,40 \pm 1,10$  a  $481,33 \pm 1,87 \mu\text{S}/\text{cm}$  no outono, de  $178,10 \pm 8,55$  a  $430,57 \pm 1,03 \mu\text{S}/\text{cm}$  no inverno e na estação da primavera variando entre  $201,13 \pm 0,97$  e  $423,37 \pm 2,93 \mu\text{S}/\text{cm}$  conforme pode ser



visto na Figura 17. Para Cetesb (2009), a condutividade elétrica se eleva quando são adicionados sólidos dissolvidos, e valores elevados podem indicar características corrosivas na água.

Figura 17 - Valores de condutividade elétrica da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS



Fonte: elaborado pelo autor

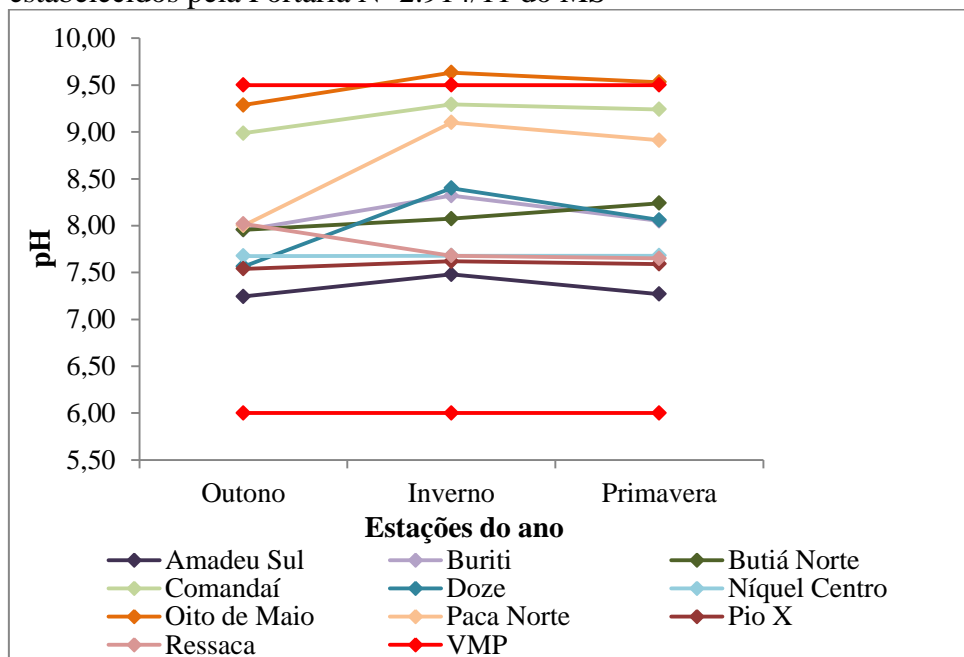
A elevação dos valores de condutividade, principalmente, no outono e na primavera podem estar relacionados com o aumento do valor de sólidos totais, visto que são compostos tanto pelos sólidos dissolvidos, quanto pelos sólidos suspensos, por se tratar de estações mais chuvosas.

Os estudos realizados por Raju et al. (2015) apresentaram valores de condutividade elétrica onde variaram de 77,3 a 1368  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , e sugerem que a contribuição seja prioritariamente dos íons provenientes do desgaste mineral e de atividades antropogênicas. Onde os mesmos teriam origem nos resíduos avícolas e bovinos, da aplicação de fertilizantes e da contribuição de esgotos. As águas analisadas também podem apresentar contribuição de algumas destas fontes, visto que os poços se encontram nas proximidades de atividades agrícolas e/ou pecuárias, além de que nessas comunidades os efluentes domésticos são descartados em fossas negras ou sépticas.

## 5.6 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)

Na Figura 18, observa-se que os valores de pH se situaram em um intervalo de valores próximos a neutralidade até valores básicos, variando de  $7,24 \pm 0,0094$  a  $9,29 \pm 0,039$  no outono e nas estações de inverno e primavera, variando, respectivamente, entre  $7,48 \pm 0,0082$  e  $9,63 \pm 0,077$  e entre  $7,27 \pm 0,016$  e  $9,53 \pm 0,019$ . Dessa forma, apresentando no inverno e na primavera uma medida acima do limite estabelecido pela legislação, que varia de 6 a 9,5, de acordo com a Portaria N° 2.914/2011 do MS, ambas para a comunidade Oito de Maio.

Figura 18 - Valores de pH da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS em comparação com os limites estabelecidos pela Portaria N° 2.914/11 do MS



Fonte: elaborado pelo autor

Para CETESB (2016) o pH é um parâmetro muito importante no monitoramento do saneamento ambiental. Valores de pH ácidos podem estar relacionados a presença de MO na água (MAROTTA et al., 2008), e valores abaixo de 6,5 podem afetar o organismo humano de acordo com Gupta et al. (2017), enquanto que águas mais alcalinas podem conferir gosto mais salgado às águas e provocar distúrbios na pele e nos olhos.

No ecossistema aquático, determinadas condições pH podem de afetar a fisiologia de diversas espécies, podem influenciar no grau de solubilidade de alguns compostos químicos tóxicos como metais pesados, assim como na solubilidade de nutrientes (BAIRD, 2004; VAN

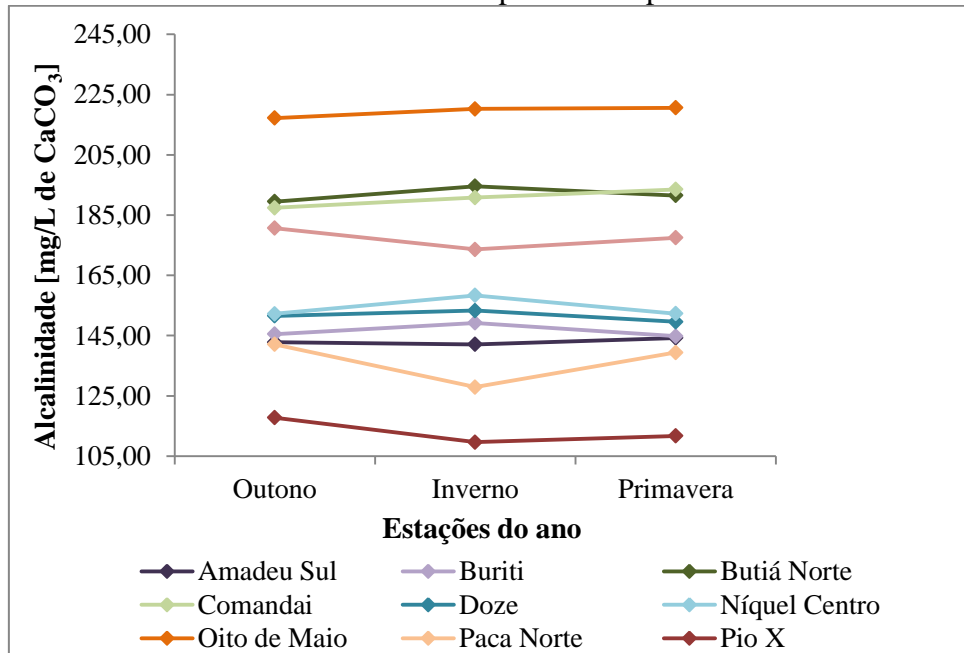
HA et al., 2011). Para Leo e Dekkar (2000) e Adarsh e Mahantesh (2006), pHs ácidos podem interromper a produção de vitaminas e minerais no corpo humano, por outro lado, valores acima de 8,5 podem causar sabor mais salgado na água.

Os valores de pH tendendo a alcalinidade podem possuir alguma relação com a localização hidrogeológica do município, pois, de acordo com o mapa hidrogeológico do Rio Grande do Sul, a região pertence ao Sistema Aquífero Serra Geral, que possui grande ocorrência de minerais como cálcio, sódio e magnésio, sendo que estes íons podem refletir na elevação de alcalinidade de uma água.

## 5.7 ALCALINIDADE

Conforme verifica-se na Figura 19, os valores de alcalinidade variaram de  $117,74 \pm 1,66$  a  $217,21 \pm 4,39$  mg/L de  $\text{CaCO}_3$  no outono, entre  $109,62 \pm 1,63$  a  $220,26 \pm 0,83$  mg/L de  $\text{CaCO}_3$  no inverno e variação de  $111,65 \pm 4,38$  a  $220,65 \pm 0,88$  mg/L de  $\text{CaCO}_3$  na primavera,

Figura 19 - Valores de alcalinidade da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS



Fonte: elaborado pelo autor

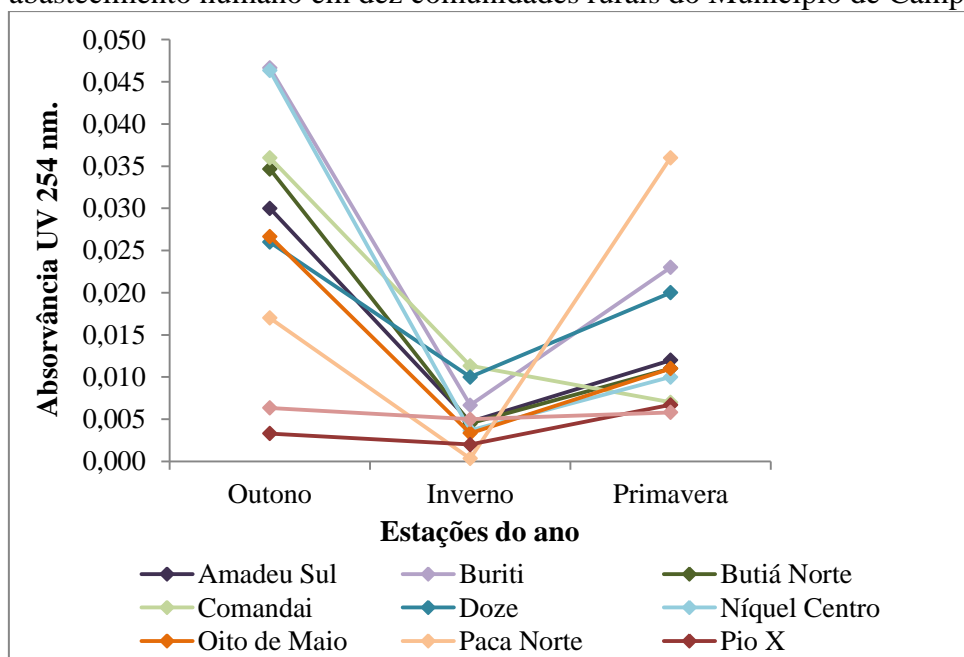
De acordo com Libânio (2010), as águas naturais superficiais do Brasil apresentam valores de alcalinidade, em geral, inferiores a 100 mg/L de  $\text{CaCO}_3$ . Os valores superiores encontrados para água subterrânea podem ser proveniente da reação do  $\text{CO}_2$  com a água pela

degradação de matéria orgânica, ou de forma natural pela dissolução das rochas, como relatam Drinan (2001) e Von Sperling (2005).

## 5.8 ABSORVÂNCIA

Como pode ser visto na Figura 20, a absorvância no comprimento de onda de 254 nm variou de  $0,00033 \pm 0,005$  a  $0,047 \pm 0,031$  na estação outono, já no inverno, variou entre  $0,00033 \pm 0,0005$  e  $0,011 \pm 0,005$  e na primavera variou de  $0,0058 \pm 0,0085$  a  $0,036 \pm 0,0026$ . A absorvância UV a 254 nm é um parâmetro indireto utilizado para medir a presença de compostos aromáticos na água, mas também vem sendo utilizado como possível substituto para medida de matéria orgânica dissolvida (MOD) (KORSHIN et al., 2009; MATILAINEN et al., 2011).

Figura 20 - Valores de absorvância UV 254 nm da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS



Fonte: elaborado pelo autor

A MOD ocorre naturalmente na maioria das águas naturais e apesar dessas substâncias não serem naturalmente tóxicas aos seres humanos (LIBÂNIO, 2010), estão ligadas a formação de subprodutos indesejáveis no processo de desinfecção da água, como trihalometanos e ácidos haloacéticos (ORIOL et al., 2013; GHERNAOUT, 2014). A água na presença de MOD pode adquirir cor, sabor e odor, além do mais, a MOD também pode contribuir para o transporte de contaminantes tóxicos, metais e contribuir para a formação de

biofilmes na distribuição (MATILAINEN et al., 2010; TUBIĆ et al., 2013; WANG et al., 2013).

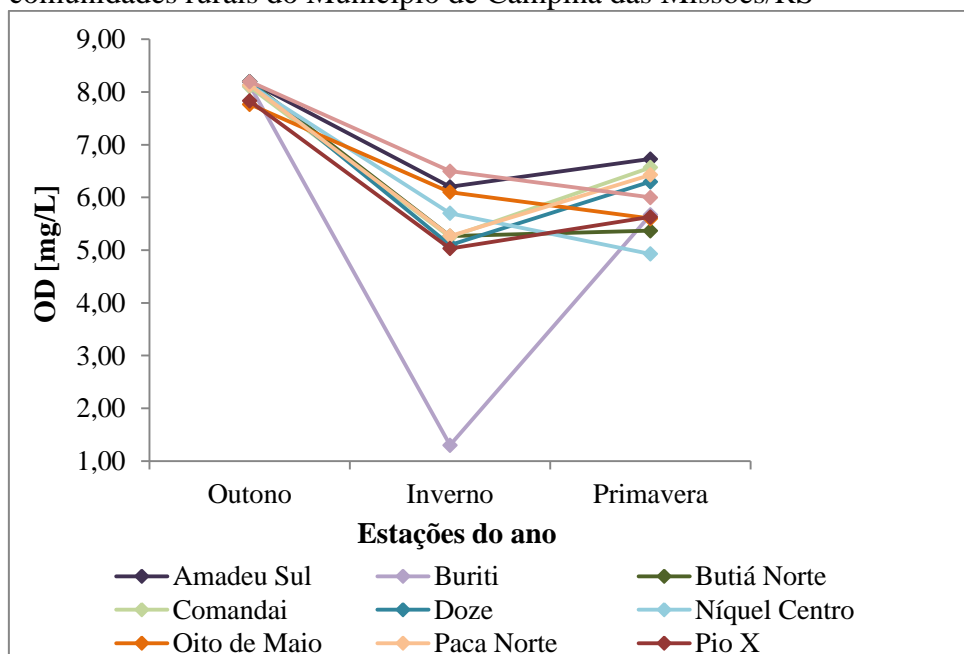
De acordo com Uyguner et al. (2007), medidas de cor podem dar um indicativo da quantidade de matéria orgânica natural na água, logo pode-se notar uma relação entre a redução de valores do outono para o inverno e posterior aumento na estação da primavera, tanto para cor quanto para absorvância UV a 254 nm, o que pode estar relacionado com a variação de sólidos totais, e consequentemente de sólidos dissolvidos, incluindo MOD, em função da pluviosidade mais elevada nas estações de outono e primavera, e o aumento do escoamento superficial, o que pode ocasionar a entrada de partículas na água subterrânea.

### 5.9 OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD)

O OD não é um parâmetro listado pela Portaria N° 2.914/11 do MS como indicador de potabilidade das águas. Entretanto, Tomić et al. (2017) consideram o OD um parâmetro de extrema relevância da qualidade da água, pois indica diretamente o estado e a capacidade do ecossistema em sustentar a vida aquática.

Conforme a Figura 21, pode-se verificar que o parâmetro OD variou de  $7,77 \pm 0,26$  a  $8,2 \pm 0,24$  mg/L no outono, variou, no inverno, entre  $1,3 \pm 0,16$  e  $6,5 \pm 0,082$  mg/L e na primavera, variou de  $4,93 \pm 0,12$  a  $6,73 \pm 0,45$  mg/L.

Figura 21 - Valores de OD da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS



Fonte: elaborado pelo autor

Percebe-se que a maioria dos valores variou pouco, situando-se em uma faixa de 4,93 a 6,73 mg/L, exceto para a Linha Buriti onde a análise no inverno indicou uma concentração de 1,3 mg/L e para os valores na estação do outono, onde o parâmetro OD, assim como a temperatura, não pode ser mensurado a campo.

Conforme destacam Patil e Patil (2010), diminutos valores de OD são indícios fortes de contaminação por matéria orgânica. O OD não é considerado pela Portaria do MS como um parâmetro de potabilidade das águas, entretanto, para o MS (2006), são necessários teores mínimos de 2 a 5 mg/L para manutenção da vida aquática aeróbia

## 5. 10 COLIFORMES TOTAIS

Como pode ser observado na Tabela 5, s valores de coliformes totais variaram de  $1,20 \pm 1,70$  a  $3136,67 \pm 2069,47$  NMP/100 mL. Dessa forma, todas as análises de água apresentaram contaminação por coliformes, já que a Portaria N° 2.914/11 do MS estabelece que coliformes totais devem estar ausentes em 100 mL de uma amostra de água.

Tabela 5 - Valores de coliformes totais da água subterrânea utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do Município de Campina das Missões/RS em comparação com o limite estabelecido pela Portaria N° 2.914/11 do MS

Comunidades	NMP/100 mL			VMP
	Outono	Inverno	Primavera	
Amadeu Sul	$3,67 \pm 3,02$	$10,10 \pm 9,15$	$16,33 \pm 2,62$	Ausência em 100 mL
Buriti	$3136,67 \pm 2069,47$	$347,70 \pm 287,83$	$577,33 \pm 392,03$	
Butiá Norte	$48,00 \pm 12,36$	$17,40 \pm 36,86$	$103,33 \pm 76,29$	
Comandai	$886,67 \pm 301,70$	$191,00 \pm 69,30$	$616,67 \pm 348,74$	
Doze	$95,33 \pm 43,71$	$15,33 \pm 10,84$	$84,33 \pm 89,02$	
Níquel Centro	$264,33 \pm 150,81$	$64,33 \pm 60,81$	$118,33 \pm 34,74$	
Oito de Maio	$1,20 \pm 1,70$	$155,00 \pm 67,45$	$185,00 \pm 195,75$	
Paca Norte	$163,33 \pm 209,78$	$15,73 \pm 5,66$	$63,33 \pm 68,35$	
Pio X	$337,67 \pm 173,01$	$43,00 \pm 0,0$	$181,00 \pm 64,42$	
Ressaca	$9,27 \pm 4,65$	$9,20 \pm 1,47$	$16,67 \pm 2,36$	

Fonte: Elaborado pelo autor

Nota: NMP: número mais provável; VMP: valor máximo permitido

Para o Minnesota Department of Health (DHM) (2016), bactérias coliformes não são habitantes naturais das águas subterrâneas, assim, sugere que houve alguma violação no sistema de proteção. Kacar (2011) e Sharma et al. (2011) relatam no seu trabalho que a infiltração em poços relacionada com esgotos, pode ser responsável pela mobilidade destes contaminantes para o aquífero. O esgoto doméstico pode estar contribuindo diretamente para o valor elevado de coliformes encontrado, pois nenhuma propriedade da área rural possui sistema de coleta e tratamento de esgoto, logo a grande maioria despeja seus dejetos diretamente no solo em fossas negras.

Outro problema recorrente observado, é que, além dos poços estarem incorretamente localizados nas proximidades de locais de criação de animais, os mesmos não apresentam vedação adequada, o que pode acabar colaborando para a infiltração de dejetos animais diretamente no local de captação, fatos que podem ser visualizados nas figuras 22 e 23, que representam, respectivamente, os poços das Linhas Burití e Comandaí.

Figura 22 - Poço da Linha Burití



Fonte: Autor

Figura 23 - Poço da Linha Comandaí



Fonte: Autor

Defeitos no sistema de distribuição, como infiltrações, também podem contribuir em uma menor escala para a presença destas bactérias nas águas, já, que de acordo o USEPA (2017), coliformes são bactérias encontradas naturalmente no meio ambiente, como no solo ou na vegetação. Entretanto, como não é feita desinfecção da água, não há como se ter convicção se há relação entre a presença de coliformes a falhas na Distribuição.



## 6 CONCLUSÃO

Por meio das análises realizadas na água de poços artesianos utilizada para abastecimento humano em dez comunidades rurais do município de Campina das Missões/RS, foi possível realizar uma comparação com a Portaria N° 2.914/2011 do MS, que estipula os valores máximos permissíveis de parâmetros físicos, químicos e biológicos, a fim de verificar sua potabilidade e, também identificar possíveis alterações da potabilidade em diferentes estações do ano.

De acordo com os objetivos propostos, pode-se verificar que existe a influência das estações do ano em alguns parâmetros de qualidade da água. As diferentes estações do ano interferiram especialmente nas características de turbidez, cor, sólidos totais, Absorvância UV 254 nm e coliformes totais.

Na comparação dos parâmetros analisados: cor, turbidez, coliformes totais e pH, com os valores máximos permitidos pela Portaria N° 2.914/2011 do MS, constatou-se que o parâmetro cor foi o único que não apresentou nenhum valor acima do permitido pela legislação nas três estações.

Para pH, apenas na Comunidade Oito de Maio, e nas estações outono e primavera, apresentou valores acima do estabelecido pela Portaria n° 2.914 do MS. Já para o parâmetro turbidez, em 70 % das análises no outono os valores encontraram-se acima do limite que estabelece a Portaria do MS. O parâmetro coliformes totais foi o único em que os valores estavam acima dos limites para potabilidade em todas as análises para as três estações do ano.

Para os demais parâmetros analisados, absorvância UV 254 nm, sólidos totais; temperatura; OD; alcalinidade e condutividade elétrica, a Portaria N° 2.914/2011 do MS não estabelece parâmetros a serem considerados, entretanto, alguns desses parâmetros, como alcalinidade e condutividade elétrica, de acordo com o que descrevem Drinan (2001), Von Sperling (2005) e WHO (2011) que trabalham no controle de qualidade da água, indicaram valores acima ou abaixo do recomendado e que, podem indicar indiretamente, um ambiente impactado.

Os valores elevados para alguns parâmetros como turbidez, coliformes totais, alcalinidade e condutividade elétrica, podem estar relacionados com a falta de proteção sanitária dos poços, bem como sua localização inadequada, nas proximidades de locais com atividades agropecuárias. Somado a isso, a inexistência de um sistema de coleta do esgoto doméstico, que são descartados diretamente no solo por meio de fossas negras ou sépticas.

De acordo com o que foi diagnosticado a campo, sugere-se que sejam feitas as adequações necessárias nos poços utilizados para a captação de água subterrânea, a fim de minimizar a infiltração direta de solo e/ou poluentes. Devem ser instaladas lajes de vedação ao entorno do poço, ou nos locais onde já existem, as mesmas devem ser adequadas de acordo com o que estipula o Decreto Nº 52.035/2014 do Governo do Estado do Rio Grande do Sul. Também deve-se estipular uma área de proteção ao entorno do local de captação, com o intuito de restringir o acesso de pessoas e/ou poluentes.

No caso de coliformes totais, para o controle desta ameaça nas águas subterrâneas, sugere-se que seja instalado um sistema de desinfecção para eliminar as bactérias que podem estar presentes nas mesmas. Como sugestão, poderia ser instalado um clorador próximo ao ponto de captação para efetuar a desinfecção da água.

## REFERÊNCIAS

- ABDELMEGUID, A. E.; EMAN, A. F.; EL-ZEINY, E. M. Coagulation effectiveness of graphene oxide for the removal of turbidity from raw surface water. **Chemosphere**, v. 181, p. 738-746, aug. 2017.
- ADARSH, S.; MAHANTESH, B. **Personal Communication. Resident Doctors of Medicine** Hanagal Shree Kumareswara Hospital, Bagalkot, Karnataka, India (2006).
- AHMED, F. N.; LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. **Desalination**, v. 287, p. 41-54, jan. 2012.
- ALLEY, W. M; HEALY, R. W.; LABAUGH, J. W.; REILLY, T. E. Flow and Storage in Groundwater Systems. **Science**, v. 296, n. 5575, p. 1985-1990, jun. 2002.
- ALMEIDA, M. A. B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, p. 81-97, jan./mar. 2003.
- ANA – Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Brasília-DF, 2005.
- APHA - American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water e wastewater**. New York, NY, 20 ed., 2005.
- ASENBAUM, A.; PRUNER, C.; KABELKA, H.; PHILLIPP, A.; WILHELM, E. et al. Influence of various commercial water treatment processes on the electric conductivity of several drinking waters. **Journal of Molecular Liquids**, v. 160, n. 3, p. 144-149, mai. 2011.
- BAIRD, C.; CANN, M. Poluição e Purificação da Água. In: **QUÍMICA AMBIENTAL**. Porto Alegre: Bookman, 2011. Cap. 14, p. 623-683.
- BARNES, K.; KOLPIN, D.; FURLONG, E.; ZAUGG, S.; MEYER, M.; BARBER, L. A national reconnaissance of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States I. Groundwater. **Science of the Total Environment**, v. 402, p. 192-200, 2008.
- BEAR, Jacob. **Hydraulics of groundwater**. Haifa: McGraw-Hill International Book Co, 1979, 567 p.
- BHALLA, G.; SWAMEE, P. K.; KUMAR, A.; BANSAL, A. Assessment of groundwater quality near municipal solid waste landfill by an Aggregate Index Method. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 2, n. 2, p. 1492-1503, fev. 2012.
- BHATTACHARYA, P.; WELCH, A. H.; STTOLENWERK, K. G.; MCLAUGHLIN, M. J.; BUNDSCHUH, J.; PANAULLAH, G. Arsenic in the environment: Biology and Chemistry. **Science of the Total Environment**, v. 379, p. 109-120, abr. 2007.

BIEROZA, M.; BAKER, A.; BRIDGEMAN, J. Relating freshwater organic matter fluorescence to organic carbon removal efficiency in drinking water treatment. **Science of The Total Environment**, v. 407, p. 1765-1774, 2009.

BÖHLKE, J. K. Groundwater recharge and agricultural contamination. **Hydrogeology Journal**, Reston, v. 10, n. 1, p. 153-179, fev. 2002.

BOVOLO, C. I.; PARKIN, G.; SOPHOCLEUS, M. Groundwater resources, climate and vulnerability. **Environmental Research Letters**, v. 4, n. 3, 2009.

BRASIL. CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos -. **RESOLUÇÃO Nº 153, De 17 de Dezembro de 2013**. Estabelece critérios e diretrizes para implantação de Recarga Artificial de Aquíferos no território Brasileiro.

BRASIL. MS – Ministério da Saúde -. **Portaria Nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília-DF: [S. n], 2011.

BRASIL. **Decreto Nº 5.440, de 4 de maio de 2005**. Estabelece definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da água de sistemas de abastecimento e institui mecanismos e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano. Brasília-DF: [S. n], 2005.

\_\_\_\_\_. **Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília-DF: [S. n], 1997.

\_\_\_\_\_. **Lei Nº 9.984, de 17 de julho de 2000**. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA. Brasília-DF: [S. n], 2000.

\_\_\_\_\_. **Resolução CONAMA Nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente. [S. n]. [2005].

\_\_\_\_\_. **Resolução CONAMA Nº 396, de 3 de abril de 2008**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente. [S. n]. [2008].

\_\_\_\_\_. **Resolução CONAMA Nº 430 de 13 de maio de 2011**. dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução 357/2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente [S. n][2011].

BRENDER, J. D.; WEYER, P. J.; ROMITTI, P. A.; MOHANTY, B. P.; SHINDE, M. U.; VUONG, A. M. et al. Prenatal Nitrate Intake from Drinking Water and Selected Birth Defects in Offspring of Participants in the National Birth Defects Prevention Study. **Environmental Health Perspectives**, v. 121, n. 9, p. 1083-1089, set. 2013.

BURGE, C. A.; EAKIN, C. A.; FRIEDMAN, C. S.; FROELICH, B. A.; HERSHBERGER, P. K. et al. Climate change influences on marine infectious diseases: implications for management and society. **Review of Marine Science**, v. 6, p. 249-277, jan. 2014.

BURKART, M. R.; STONER, J. D. Nitrate in aquifers beneath agricultural systems. **Water Science and Technology**, London, v.45, n.9, p.19-29, 2002.

BURKE, V.; TREUMANN, S.; DUENNBIEB, U.; GRESKOWIAK, J.; MASSMANN, G. Sorption behavior of 20 wastewater originated micropollutants in groundwater — Column experiments with pharmaceutical residues and industrial agents. **Journal of Contaminant Hydrology**. v. 154, p. 29,41, nov. 2013.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. D. Diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CARRERA-HERNÁNDEZ, J. J.; SMERDON, B. D.; MENDOZA, C. A. Estimating groundwater recharge through unsaturated flow modelling: Sensitivity to boundary conditions and vertical discretization. **Journal of Hydrology**, v. 452-453, p. 90-101, jul. 2012.

CERETTA, M. C. **Avaliação dos aspectos da qualidade da água na sub-bacia hidrográfica do arroio Cadena: município de Santa Maria - RS.** 2004. 132 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal Santa Maria, Santa Maria, 2004.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NO ESTADO DE SÃO PAULO.** São Paulo, 2007.

\_\_\_\_\_. **Variáveis de Qualidade das Águas.** São Paulo, 2009.

\_\_\_\_\_. **Poluição das águas subterrâneas.** Disponível em <<http://aguassubterraneas.cetesb.sp.gov.br/poluicao-das-aguas-subterraneas/>>. Acesso em: 04 de maio de 2017.

\_\_\_\_\_. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo: Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem.** Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Arquivo-C3%AAndice-E-Significado-Ambiental-e-Sanit%3%A1rio-das-Vari%3%A1veis-de-Qualidade-2016.pdf>>. Acesso em: 16 de set. 2017.

CHIN David A.. **WATER-QUALITY ENGINEERING IN NATURAL SYSTEMS: Fate and Transport Processes in the Water Environment.** 2. ed. New Jersey: WILEY, 2013.

CLEARY, R. W. Introdução. In: **ÁGUAS SUBTERRÂNEAS**, Tampa: Clean Environment Brasil, 2007. Cap. 1, p. 01-09.

COELHO, R. M. P.; HAVENS, K. Aquíferos. In: **Crise nas Águas: educação, ciência e governança juntas evitando conflitos gerados pela escassez e pela perda de qualidade das águas**, 1. ed. Belo Horizonte: Recóleo, 2014. Cap. 8, p. 92-105.

CREA-MG. O Desafio das Águas. Revista Vértice, Belo Horizonte, v. 16, p. 10-13, jul./ag. 2013.

DAKOLI, H. **Hidrogeologjia (pjesa I)**, UP-FGJM, Tiranë, p. 111-174, 2007.

DEMIRBAS, A.; ALAMOUDI, R. H.; AHMAD, W.; SHEIK, M. H. Optimization of municipal solid waste (MSW) disposal in Saudi Arabia. **Energy Sources**, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects, v. 38, p. 2108-2115, jul. 2016.

DRINAN, Joanne E. WATER REGULATIONS, PARAMETERS, AND CHARACTERISTICS. In: **WATER & WASTEWATER TREATMENT: A Guide for Nonengineering Professional**. 1. ed. Boca Raton: CRC PRESS, 2001. cap. 2. p. 21-43.

ECKHARDT, R. R.; DIEDRICH, V. L.; FERREIRA, E. R.; STROHSCHOEN, E.; DEMAM, L.C. Mapeamento e avaliação da potabilidade da água subterrânea do município de Lajeado, RS, Brasil. **Revista Ambiente & Água**. Taubaté, v. 4, n. 1, p. 58-80, abr. 2009.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **MANUAL DE MANEJO E UTILIZAÇÃO DOS DEJETOS SUÍNOS**. n. 27. Santa Catarina: CNPSA. 1993.

FENSHAM, R. J.; PONDER, W. F.; FAIRFAX, R. J. **Recovery plan for the community of native species dependent on natural discharge of groundwater from the Great Artesian Basin**. City East (Ed.), Basin. Report to Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, Canberra. Queensland Department of Environment and Resource Management, Brisbane. C. East (2010), p. 1-58.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações**. 2. ed. Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2000. p. 391.

FERNÁNDEZ, D. S.; PUCHULU, M. E.; GEORGIEFF, S. M. Identification and assessment of water pollution as a consequence of a leachate plume migration from a municipal landfill site (Tucumán, Argentina). **Environmental Geochemistry and Health**, v. 36, n. 3, p. 489-503, jun. 2014.

FIORILLO, F.; PAGNOZZI, M. VENTAFRIDDA, G. A model to simulate recharge processes of karst massifs. **Hydrological Processes**, v. 29, n. 10, p. 2301-2314, 2013, out. 2014.

FORD, D.; WILLIAMS, P. D. **Karst Hydrogeology and Geomorphology**, John Wiley & Sons, Ltda., Chichester, 2007.

FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. Technical Guide: Methodological Approaches to Groundwater Protection. In: **Groundwater Quality Protection: a guide for water utilities, municipal authorities, and environment agencies**. Washington D.C: THE WORLD BANK, 2002, cap. 2, p. 13-100.

FUNASA – Fundação Nacional da Saúde. **MANUAL PRÁTICO DE ANÁLISE DA ÁGUA**. Ministério da Saúde, 4. ed. 2013.

\_\_\_\_\_. **MANUAL DE CONTROLE DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA TÉCNICOS QUE TRABALHAM EM ETAS**. Ministério do Meio Ambiente, 1. ed. 2014.

GAO, L.; CONNOR, J.; DOBLE, R.; ALI, R.; MCFARLANE, D. Opportunity for peri-urban Perth groundwater trade. **Journal of Hydrogeology**, v. 496, p. 89-99, mai. 2013.

GHERNAOUT, D. The hydrophilic/hydrophobic ratio vs. dissolved organics removal by coagulation – A review. **Journal of King Saud University – Science**, v. 26, n. 3, p. 169-180, jul. 2014.

GLEESON, T.; JASECHKO, S.; LUIJENDIJK, E.; CARDENAS, M. The global volume and distribution of modern groundwater. **National Geoscience**, v. 9, p. 161-167, nov. 2016.

GROTZINGER, J.; JORDAM, T. O Ciclo Hidrológico e a Água Subterrânea. In: **PARA ENTENDER A TERRA**. 6. ed. Porto Alegre/São Paulo: bookman, 2013. cap. 17. p. 475-505.

GUPTA, N.; PANDEY, P.; HUSSAIN, J. Effect of physicochemical and biological parameters on the quality of river water of Narmada, Madhya Pradesh, India. **Water Science**. v. 31, n. 1, p. 11-23, abr, 2017.

HAVUKAINEN, J.; ZHAN, M.; DONG, J.; LIKANEN, M.; DEVIATKIN, I. et al. Environmental impact assessment of municipal solid waste management incorporating mechanical treatment of waste and incineration in Hangzhou, China. **Journal of Cleaner Production**, v. 141, p. 453-461, 2017.

HÄHNLEIN, S.; BAYER, P.; FERGUSON, G.; BLUM, P. Sustainability and policy for the thermal use of shallow geothermal energy. **Energy Policy**, v. 59, p. 914-925, abr. 2013.

HE, Z.; ZHAO, W.; LIU, H.; CHANG, X. The response of soil moisture to rainfall event size in subalpine grassland and meadows in a semi-arid mountain range: A case study in northwestern China's Qilian Mountains. **Journal of Hydrology**, v. 420-421, p. 183-190, fev. 2012.

HILDEBRANDT, A.; GUILHAMÓN, M.; LACORTE, S.; TAULER, R.; BARCELÓ, D. Impact of pesticides used in agriculture and vineyards to surface and groundwater quality (North Spain): **Water Research**, v. 42, n. 13, p. 3315-3326, jul. 2008.

HIRATA, R.; ZOBY, J. L. Z.; OLIVERTA, F. R. ÁGUA SUBTERRÂNEA: RESERVA ESTRATÉGICA OU EMERGENCIAL. In: BICUDO, C. E. M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHLX, M. C. B. (Org.). **ÁGUAS DO BRASIL: ANÁLISES ESTRATÉGICAS**. 1. ed. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010, Cap. 9, p. 149-164.

HOQUE, M. A.; HAQUE, M. A.; MONDAL, M. S. A. Seasonal Effects on Heavy Metal Concentration in Decomposed Solid Waste of DNCC and DSCC Landfill Sites. **Civil Engineering and Architecture**, v. 2, n. 1, p. 52-56, 2014.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades**: Campina das Missões/RS. Rio de Janeiro, 2010.

\_\_\_\_\_. **IBGE Cidades:** Campina das Missões/RS. Rio de Janeiro, 2015.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **series view**. Disponível em: < <https://www.dsr.inpe.br/laf/series/>>. Acesso em: 30 de nov. 2017.

JOHNSON, P. T. J.; TOWNSEND, A. R.; CLEVELAND, C. C.; GILBERT, P. M.; HOWARTH, R. W.; MCKENZIE, V. J. Linking environmental nutrient enrichment and disease emergence in humans and wildlife. **Ecological Applications**, v. 20, n. 1, p. 16-29, jan. 2010.

KACAR, A. Analysis of spatial and temporal variation in the levels of microbial fecal indicators in the major rivers flowing into the Aegean Sea, Turkey. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 1360-1365, fev. 2011.

KIZILOGLU, F. M.; TURAN, M.; SAHIN, U.; KUSLU, Y.; DURSUN, A. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (*Brassica oleracea* L. var. botrytis) and red cabbage (*Brassica oleracea* L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. **Agricultural Water Management**. v. 95, n. 6, p. 716-724, jun. 2008.

KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, jun. 2002.

KORSHIN, G.; CHOW, C. W. K.; FABRIS, R.; DRIKAS, M. Absorbance spectroscopy-based examination of effects of coagulation on the reactivity of fractions of natural organic matter with varying apparent molecular weights. **Water Research**, v. 43, p. 1541-1548, jan. 2009.

KULINKINA, A. V.; PLUMMER, J. D.; CHUI, K. K. H.; KOSINSKI, K. C.; ADOMAKO-ADJEL, T. et al. Physicochemical parameters affecting the perception of borehole water quality in Ghana. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 220, n. 6, p. 990-997, ago, 2017.

KUMAR, S.; NIMCHUK, N.; KUMAR, R.; ZIETSMAN, J.; RAMANI, T. et al. Specific model for the estimation of methane emission from municipal solid waste landfills in India. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 981-987, jun. 2016.

KUNIANSKY, E.L., 2008, U.S. Geological Survey Karst Interest Group Proceedings, Bowling Green, Kentucky, May 27–29, 2008: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2008–5023, 142 p.

LEDOUX, E.; GOMEZ, E.; MONGET, J. M.; VIAVATTENE, C.; VIENNOT, P.; DUCHARNE, A.; BENOIT, M.; MIGNOLET, C.; SCHOTT, C.; MARY, B. Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS–MODCOU modelling chain. **Science of The Total Environment**, v. 375, n. 1-3, p. 33-47, abr. 2007.

LEO, M. L.; DEKKAR, M. **Hand Book of Water Analysis**, Marcel Dekker, New York, 2000.



LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, N. O. A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n. 3, p. 219-228, jul/set. 2005.

LIBÂNIO, Marcelo. Índices de Qualidade da água. In: **FUNDAMENTOS DE QUALIDADE E TRATAMENTO DE água**, 3. ed. Campinas: átomo, 2010. Cap. 3, p. 79-91.

\_\_\_\_\_. Poluição e Contaminação de Mananciais. In: **FUNDAMENTOS DE QUALIDADE E TRATAMENTO DE água**, 3. ed. Campinas: átomo, 2010. Cap. 5, p. 107-135.

MA, Z.; YANG, Y.; LIAN, X.; JIANG, Y.; XI, B. et al. Identification of nitrate sources in groundwater using a stable isotope and 3DEEM in a landfill in Northeast China. **Science of The Total Environment**, v. 563-564, p. 593-599, set. 2016.

MACHADO, José Luiz Flores. Considerações Finais. In: **ÁGUAS SUBTERRÂNEAS E POÇOS: Uma jornada através dos tempos**. Porto Alegre: Suliani, 2008. p. 116.

MANSILHA, C. R.; COELHO, C. A.; HEITOR, A. M.; AMADO, J.; MARTINS, J. P. et al. Bathing waters: New directive, new standards, new quality approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 58, n.10, p. 1562-1565, oct. 2009.

MARGAT, Jean. Géographie mondiale des eaux souterraines. In: **Les eaux souterraines dans le monde**. Paris: brgm, 2008. Cap. 2, p. 43-64.

MARION, F. A.; CAPOANE, V.; DA SILVA, J. L. S. Avaliação da qualidade da água subterrânea em poço no campus da UFSM, Santa Maria – RS. **Ciência e Natureza**, v. 29, n. 1, p. 97-109, 2007.

MAROTTA, H.; DOS SANTOS, R. O.; ENRICH-PRAST, A. Monitoramento limnológico: um instrumento para a conservação dos recursos hídricos no planejamento e na gestão urbano-ambientais. **Ambiente & Sociedade**, v. 11 n. 1, p. 207-218, jan/jun. 2008.

MARTÍNEZ-SANTOS, P.; ANDREU, J. M. Lumped and distributed approaches to model natural recharge in semiarid karst aquifers. **Journal of Hydrology**, v. 388, n. 3-4, p. 389-398, jul. 2010.

MATILAINEN, A.; GJESSING, E. T.; LAHTINEN, T.; HED, F.; BHATNAGAR, A. et al. An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. **Chemosphere**, v. 83, n. 11, p. 1431-1442, jun. 2011.

MATILAINEN, A.; SILLANPÄÄ, M. Removal of natural organic matter from drinking water by advanced oxidation processes. **Chemosphere**, v. 80, n. 4, p. 351-365, jun. 2010.

MDH - Minnesota Department of Health. **Coliform Bacteria in Drinking Water: NONCOMMUNITY PUBLIC WATER SUPPLY PROGRAM**. Disponível em:

<<http://www.health.state.mn.us/divs/eh/water/factsheet/ncom/coliformbacteria.pdf>>. Acesso em: 10 set. 2017.

MENCIÓ, A.; BOY, M.; MAS-PLA, J. Analysis of vulnerability factors that control nitrate occurrence in natural springs (Osona Region, NE Spain). **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 3049-3058, 2011.

MIYAN, M. A. Droughts in Asian Least Developed Countries: Vulnerability and sustainability. **Weather and Climate Extremes**, v. 7, p. 8-23, set. 2015.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional De Recursos Hídricos**. Brasília: MMA, 2006.

\_\_\_\_\_. **ÁGUAS SUBTERRÂNEAS: UM RECURSO A SER CONHECIDO E PROTEGIDO**. Brasília: MMA, 2007.

\_\_\_\_\_. **Programa Nacional das Águas Subterrâneas**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/agua/recursos-hidricos/aguas-subterraneas/programa-nacional-de-aguas-subterraneas>>. Acesso em: 13 out. 2017.

MORRIS, B. L.; LAWRENCE, A. R. L.; CHILTON, P. J. C.; ADAMS, B.; CALOW, R. C.; KLINCK, B. A. (2003). **Groundwater and its Susceptibility to Degradation: A Global Assessment of the Problem and Options for Management. Early Warning and Assessment Report Series, RS. 03-3**. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.

MS – Ministério da Saúde. **VIGILÂNCIA E CONTROLE DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO**. Brasília -DF, 2006.

\_\_\_\_\_. **Ministério divulga medidas de prevenção de saúde durante enchentes**. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/saude/2011/01/ministerio-divulga-medidas-de-prevencao-de-saude-durante-enchentes>>. Acesso em: 18 set. 2017.

\_\_\_\_\_. **População brasileira deve ficar atenta às doenças após enchentes**. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/saude/2013/01/populacao-brasileira-deve-ficar-atenta-as-doencas-apos-enchentes>>. Acesso em: 18 set. 2017.

MUKHERJEE, A.; BHATTACHARYA, P.; SHI, F.; FRYAR, A. E.; MUKHERJEE, A. B. et al. Chemical evolution in the high arsenic groundwater of the Huhhot basin (Inner Mongolia, PR China) and its difference from the western Bengal basin (India). **Applied Geochemistry**, v. 24, p. 1835-1851, jun. 2009.

NASCIMENTO, S. A. M.; BARBOSA, J. S. F. QUALIDADE DA ÁGUA DO AQUÍFERO FREÁTICO NO ALTO CRISTALINO DE SALVADOR, BACIA DO RIO LUCAIA, SALVADOR, BAHIA. **Revista Brasileira de Geociências**. Bahia, v. 35, n. 4, p. 543-550, 2005.

NAVARRO, M. B. M. A.; FILGUEIRAS, A. L. L.; COELHO, H.; ASENSI, M. D.; LEMOS, E. et al. Doenças Emergentes e Reemergentes, Saúde e Ambiente. In: MINAYO, M. C. S.; DE MIRANDA, A. C (Orgs.). **Saúde e ambiente sustentável: estreitando nós**. Rio de Janeiro: Fiocruz, 2002. p. 37-51.

NOLAN, B. T.; STONER, J. D.; Nutrients in Groundwaters of the Conterminous United States, 1992–1995. **Environmental Science and Technology**, v. 34, p. 1156-1165, fev. 2000.

OCHOA, C. G.; FERNALD, A. G.; GULDAN, S. J.; SHUKLA, M. K. DEEP PERCOLATION AND ITS EFFECTS ON SHALLOW GROUNDWATER LEVEL RISE FOLLOWING FLOOD IRRIGATION. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, New Mexico, V. 50, n. 1, p. 73-81, 2007.

OLIVEIRA, F. J. S.; JUCÁ, J. F. T. Acúmulo de metais pesados e capacidade de impermeabilização do solo imediatamente abaixo de uma célula de um aterro de resíduos sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v.9, n. 3, p. 211-217, jul/set. 2004.

ORIOU, G.; LEFÈVRE, B.; FERNÁNDEZ, M.; BERNAT, X.; PARAIRA, M. et al. Fractionation and removal of dissolved organic carbon in a full-scale granular activated carbon filter used for drinking water production. **Water Research**, v. 47, n. 8, p. 2821-2829, mai. 2013.

ÖZKAN, S.; TÜZÜN, H.; GÖRER, N.; CEYHAN, M.; AYCAN, S. et al. Water usage habits and the incidence of diarrhea in rural Ankara, Turkey. **Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 101, n. 11, p. 1131-1135, nov. 2007.

PALAZZO, A.; BROZOVIC, N. The role of groundwater trading in spatial water management. **Agricultural Water Management**, v. 145, p. 50-60, abr. 2014.

PATERSON, C.; MARA, D.; CURTIS, T. Pro-poor sanitation Technologies. **Geoforum**. v. 38, n. 5, p. 901-907, set. 2007.

PATIL, V. T.; PATIL, P. R. Physicochemical Analysis of Selected Groundwater Samples of Amalner Town in Jalgaon District, Maharashtra, India. **E-Journal of Chemistry**. v. 7, n. 1, p. 111-116, 2010.

POSTIGO, C.; BARCELÓ, D. Synthetic organic compounds and their transformation products in groundwater: Occurrence, fate and mitigation. **Science of The Total Environment**, v. 503-504, p. 32-47, jan. 2015.

PRÜSS-USTÜN, A.; BARTRAM, J.; CLASEM, T.; COLFORD, J. M.; CUMMING, O. et al. Burden of disease from inadequate water, sanitation and hygiene in low- and middle-income settings: a retrospective analysis of data from 145 countries. **Tropical Medicine International Health**, v. 19, n. 8, p. 894-905, aug. 2014.

QUEIROZ, E. T. **DIAGNÓSTICO DAS ÁGUAS MINERAIS E POTÁVEIS DE MESA DO BRASIL**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, v. 13, Cuiabá, 2004. Cuiabá: ABAS, 2004.

RAJU, N. J.; PATEL, P.; GURUNG, D.; RAM, P.; GOSSEL, W. et al. Geochemical assessment of groundwater quality in the Dun valley of central Nepal using chemometric method and geochemical modeling. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 1, n. 1-2, p. 135-145, nov-dez. 2015.

REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G.; **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**, 2. ed. São Paulo: Escrituras, 2002.

Review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, p. 297-336, 2002.

REYES-LÓPEZ, J. A.; RAMÍREZ-HERNÁNDEZ, J.; LÁZARO-MANCILLA, O.; CARREÓN-DIAZCONTI, C.; GARRIDO, M. M. L. Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: A case in México. **Waste Management**, v. 28, p. 533-539, jun. 2008.

RICHTER, C. A. Parâmetros de qualidade e definição de processos de tratamento. In: **ÁGUA: MÉTODOS E TECNOLOGIA DE TRATAMENTO**, São Paulo: Edgard Blücher Ltda. 2009. Cap. 7, p. 65-91.

RICHTER, C. A.; DE AZEVEDO NETTO, J. M. características da água. In: **TRATAMENTO DE ÁGUA: Tecnologia Atualizada**, São Paulo: Edgard Blücher Ltda. 2015, Cap. 3, p. 24-41.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto Nº 52.035, de 19 de novembro de 2014**. Altera o Decreto nº 42.047 de 26 de dezembro de 2002, que regulamenta as disposições da Lei nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994, com alterações, relativas ao gerenciamento e à conservação das águas subterrâneas e dos aquíferos no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. [S. n]. 2014.

RITTER, D. F.; KOCHER, C. R.; MILLER, J. R. **Process Geomorphology**, 4. Ed. McGraw-Hill: New York, 2002.

ROCHA, C. M. B. M.; RODRIGUES, L. C.; COSTA, C. C.; OLIVEIRA, P. R.; DA SILVA, I. J.; et al. Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil, 1999-2000. **Caderno de Saúde Pública**, v. 22, n. 9, p. 1967-1978, set. 2006.

ROHDEN, F; ROSSI, E. M; SCAPIN, D; CUNHA, F. B; SARDIGLIA, C. U. Monitoramento microbiológico de águas subterrâneas em cidades do Extremo-Oeste de Santa Catarina. **Revista Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 6, p. 2199-2203. 2009.

SAMANTARA, M. K.; PADHI, R. K.; SOWMYA, M.; KUMARAN, P.; SATPATHY, K. K. Heavy metal contamination, major ion chemistry and appraisal of the groundwater status in coastal aquifer, Kalpakkam, Tamil Nadu, India. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 5, p. 49-58, set. 2017.

SANNINO, F.; IORIO, M.; DE MARTINO, A.; PUCCI, M.; BROWN, C. D.; CAPASSO, R. Remediation of waters contaminated with ionic herbicides by sorption on polymerin. **Water Research**, v. 42, p. 643-652, 2008.

SÃO PAULO. SES/SP - SECRETARIA DE SAÚDE DO ESTADO DE SÃO PAULO -. **DOENÇAS RELACIONADAS À ÁGUA OU DE TRANSMISSÃO HÍDRICA: Perguntas e Respostas e Dados Estatísticos**. São Paulo, 2009.

SÃO PAULO. SMA/SP - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo -. **AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO ESTADO DE SÃO PAULO**. Cadernos de Educação Ambiental, 3ª ed., São Paulo: GESP, 2012.

\_\_\_\_\_. **AS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DO ESTADO DE SÃO PAULO**. Cadernos de Educação Ambiental, 3ª ed., São Paulo: GESP, 2014.

SARABIA, Adriana Castillo. **EVALUACIÓN DE LA CALIDAD MICROBIOLÓGICA Y FÍSICOQUÍMICA DE AGUAS SUBTERRÂNEAS UBICADAS EN LOS MUNICIPIOS DE LA PAZ Y SAN DIEGO, CESAR. 2009**. 122 f. Dissertação (Graduação em Microbiologia) - UNIVERSIDAD POPULAR DEL CESAR, FACULTAD DE CIENCIAS DE LA SALUD PROGRAMA DE MICROBIOLOGÍA ENFASIS AGROINDUSTRIAL, Valledupar, 2009.

SARVER, Emily Allyn. **INSIGHTS INTO NON-UNIFORM COPPER AND BRASS CORROSION IN POTABLE WATER SYSTEMS**. 2010. 166 f. Dissertation (doctorate degree in Civil and Environmental Engineering) Virginia Polytechnic Institute and State University, Postgraduate course in Engineering, Blacksburg, 2010.

SCANLON, B. R.; MACE, R. E.; BARRETT, M. E.; SMITH, B. Can we simulate regional groundwater flow in a karst system using equivalent porous media models? Case study, Barton Springs Edwards aquifer, USA. **Journal Of Hydrology**, v. 276, p. 137-158, jan. 2003.

SCHMIDT, S.; GEYER, T.; MAREI, A.; GUTTMAN, J.; SAUTER, M. Quantification of long-term wastewater impacts on karst groundwater resources in a semi-arid environment by chloride mass balance methods. **Journal of Hidrology**. v. 502, n. 10, p. 177-190, out. 2013.

SELVAKUMAR, S.; CHANDRASEKAR, N.; KUMAR, G. Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. **Water Resources and Industry**, v. 17, p. 26-33, jun. 2017.

SHARMA, P.; ROLLE, M.; KOCAR, B.; FENDORF, S.; KAPPLER, A. Influence of natural organic matter on As transport and retention. **Environmental Science & Technology**. v. 45, n. 2, p. 546-553, 2011.

SHIFERAW, B.; TESFAYE, K.; KASSIE, M.; ABATE, T.; PRASANNA, B. M.; MENKIR, A. Managing vulnerability to drought and enhancing livelihood resilience in sub-Saharan Africa: Technological, institutional and policy options. **Weather and Climate Extremes**, v. 3, p. 67, 79, mai. 2014.

SHRESTHA, R. K.; COOPERBAND, L. R.; MACGUIDWIN, A. N. Strategies to Reduce Nitrate Leaching into Groundwater in Potato Grown in Sandy Soils: Case Study from North Central USA. **American Journal of Potato Research**, v. 87, n. 3, p. 229-244, jun. 2010.

SHUKLA, Manoj k. **Soil Physics: An Introduction**. CRC press, Boca Raton, FL 2013.

SIEBERT, S.; HENRICH, V.; FRENKEN, K.; BURKE, J. **Update of the digital global map of irrigation areas to version 5**. Rome/Bonn, Germany, United Nations (FAO)/University of Bonn, Food and Agriculture Organization of the, out. 2013.

SILVA, D. D.; MIGLIORINI, R. B.; SILVA, E. C.; LIMA, Z. M.; MOURA, I. B. Falta de saneamento básico e as águas subterrâneas em aquífero freático: região do Bairro Pedra Noventa, Cuiabá (MT). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 43-52, jan/mar. 2014.

SOPHOCLEOUS, M. Interações entre águas subterrâneas e águas superficiais: o estado da ciência. **Hydrogeology Journal**, v. 10, n. 1, p. 52-67, 2002.

SUTHERLAND, D. L.; HOWARD-WILLIAMS, C.; TURBULL, M. H.; BROADY, P. A.; CRAGGS, R. P. Enhancing microalgal photosynthesis and productivity in wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. **Bioresource Technology**, v. 184, p. 222-229, 2015.

TOMIĆ, A. S.; ANTANASIJEVIĆ, D. RISTIĆ, M.; PERIĆ-GRUJIĆ, M.; POCAJT, V. A linear and non-linear polynomial neural network modeling of dissolved oxygen content in surface water: Inter- and extrapolation performance with inputs' significance analysis. **Science of The Total Environment**, v. 610-611, p. 1038-1046, jan. 2017.

TSAI, J. P.; CHAN, L. C.; CHANG, P. Y.; LIN, Y. C.; CHEN, Y. C. et al. Spatial-temporal pattern recognition of groundwater head variations for recharge zone identification. **Journal Of Hidrology**, v. 549, p. 351-361, jun. 2017.

TUBIĆ, A.; AGBABA, J.; DALMACIJA, B.; MOLNAR, J.; MALETIĆ, S. et al. **Journal of Environmental Management**, v. 118, p. 153-160, mar. 2013.

TUCCI, C. E. M. (Org). **Hidrologia: Ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRS/ABRH, 2007.

UKPONG, E. C.; ANTIGHA, R. E.; MOSES, E. O. Assessment of heavy metals content in soils and plants around waste Dumpsites in Uyo Metropolis, Akwa Ibom state. The International **Journal Of Engineering And Science**, v. 2, n. 7, p. 75-86, 2013.

UNESCO - UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION. **GROUNDWATER RESOURCES OF THE WORLD AND THEIR USE**. Igor S. Zektser e Lorne G. Everett (edit.), Paris 2004.

\_\_\_\_\_. International Hydrological Programme (IHP). **ATLAS OF TRANSBOUNDARY AQUIFERS: Global maps, regional cooperation and local inventories**. Paris, 2009.

\_\_\_\_\_. World Water Development Report (WWDR). **WATER IN A CHANGING WORLD**, Paris 2009.

\_\_\_\_\_. World Water Assessment Programme (WWAP). **Groundwater and Global Change: Trends, Opportunities and Challenges**, Paris 2012.

\_\_\_\_\_. World Water Development Report (WWDR). **Managing Water Report under Uncertainty and Risk**, Paris 2012.

UNICEF - UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND -; WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION -. **Progress on Drinking Water and Sanitation: 2012 Update**, 2012.

\_\_\_\_\_. **Progress on Sanitation and Drinking Water.** Update and MDG Assessment, 2015.

UNICEF - UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND. **Diarrhoea.** Disponível em: < [https://www.unicef.org/health/index\\_43834.html](https://www.unicef.org/health/index_43834.html)>. Acesso em: 17 nov. 2017.

\_\_\_\_\_. **2.1 billion people lack safe drinking water at home, more than twice as many lack safe sanitation.** Disponível em: < [https://www.unicef.org/media/media\\_96632.html](https://www.unicef.org/media/media_96632.html)>. Acesso em: 17 set. 2017.

USEPA - U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Primary Drinking Water Regulations.** Disponível em: <<https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations#Microorganisms>>. Acesso em: 15 set. 2017.

\_\_\_\_\_. **Landfills.** Disponível em: < <https://archive.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/web/html/landfill.html>>. Acesso em: 15 set. 2017.

\_\_\_\_\_. **Municipal Solid Waste Landfills.** Disponível em: < <https://www.epa.gov/landfills/municipal-solid-waste-landfills>>. Acesso em: 15 set. 2017.

\_\_\_\_\_. **Revised Total Coliform Rule And Total Coliform Rule.** Disponível em: < <https://www.epa.gov/dwreginfo/revised-total-coliform-rule-and-total-coliform-rule#rule-summary>>. Acesso em: 17 set. 2017.

USGS - United States Geological Survey. **EFFECTS OF GROUND-WATER DEVELOPMENT ON GROUND-WATER FLOW TO AND FROM SURFACE-WATER BODIES.** Disponível em: <<https://pubs.usgs.gov/circ/circ1186/>>. Acesso em: 23 de out. 2017.

UYGUNER, C. S.; SUPHANDAG, S. A.; KERC, A.; BEKBOLET, M. Evaluation of adsorption and coagulation characteristics of humic acids preceded by alternative advanced oxidation techniques. **DESALINATION**, v. 210, p. 183-193, 2007.

VAN HA, N. T.; TAKIZAWA, S.; OGUMA, K.; VAN PHUOC, N. Sources and leaching of manganese and iron in the Saigon River Basin, Vietnam. **Water Science & Technology**, v. 63, n. 10, p. 2231-2237, 2011.

VODYANITSKII, Y. N. Biochemical processes in soil and groundwater contaminated by leachates from municipal landfills (Mini review). **Annals of Agrarian Science**, v. 14, n. 3, p. 249-256, set. 2016.

VON SPERLING, Marcos. Noções de qualidade das águas: PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA. In: \_\_\_\_\_. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 3. ed. Minas Gerais: UFMG. 2005, Cap. 1, p. 15-53.

YIDANA, S. M. Groundwater classification using multivariate statistical methods: Southern Ghana. **Journal of African Earth Sciences**, v. 57, p. 455-469, jan. 2010.

WANG, J. S.; ZHAO, Y. M.; YAN, M. Q.; CHOW, C. W. K. Removal of DBP precursors in micro-polluted source waters: A comparative study on the enhanced coagulation behavior. **Separation and Purification Technology**, v. 118, p. 271-278, out. 2013.

WANG, L.; BURKE, S. P. A catchment-scale method to simulating the impact of historical nitrate loading from agricultural land on the nitrate-concentration trends in the sandstone aquifers in the Eden Valley, UK. **Science of the Total Environment**, v. 579, p. 133-148, fev. 2017.

WENDLAND, E. **Modelos Matemáticos e Métodos Numéricos em Águas Subterrâneas**. São Carlos, SP: SBMAC, 2003 xii, p. 95.

WHITE, D. C.; LEWIS, M. M. A new approach to monitoring spatial distribution and dynamics of wetlands and associated flows of Australian Great Artesian Basin springs using QuickBird satellite imagery. **Journal of Hydrology**, v. 408, n. 1-2, p. 140-152, set. 2011.

WHO (a) - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Nutrients in Drinking-water**: Water, Sanitation and Health Protection and the Human Environment, Geneva 2005.

WHO (b) - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Water Safety Plans**: Managing drinking-water quality from catchment to consumer, Geneva 2005.

\_\_\_\_\_. **Guidelines for Drinking-water Quality**. 4. ed. Malta, 2011.

ZANATTA, L. C.; COITINHO, J. B. L. **UTILIZAÇÃO DE POÇOS PROFUNDOS NO AQUÍFERO GUARANI PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO EM SANTA CATARINA**. Disponível em:<

<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/22740>>. Acesso em: 01 abr. 2017.

ZHANG, L.; WU, P.; FAN, X. Numerical simulation of soil water movement with drip irrigation of multiple point source. **Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering**, v. 26, n. 9, p. 40-45, set. 2010.