

Qualidade e Tratamento de Águas para Consumo Humano

Ana Raquel Vieira Magalhães

Mestrado em Biologia e Gestão da Qualidade da Água

Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

2020/21

Orientador

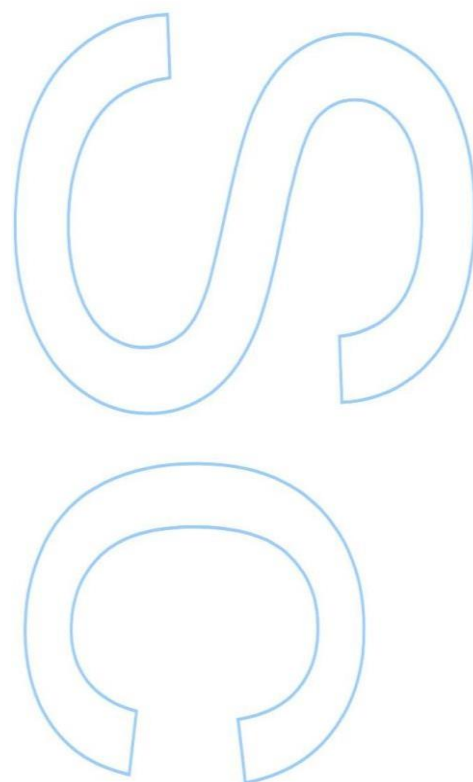
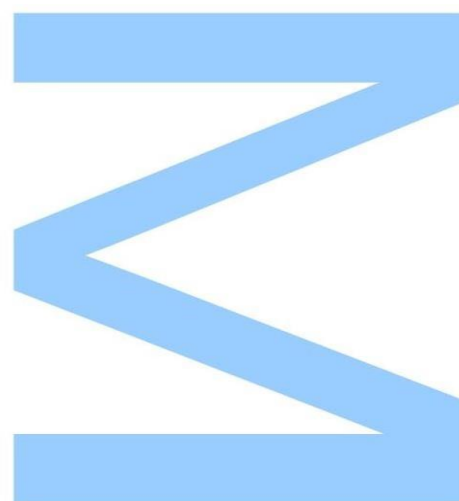
Professora associada com agregação Doutora Natividade Vieira

Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Supervisor

Engenheiro Filipe Pinto

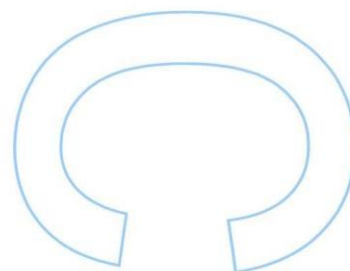
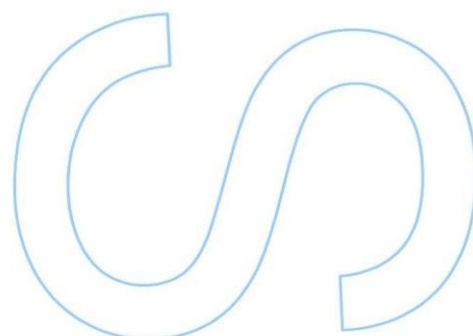
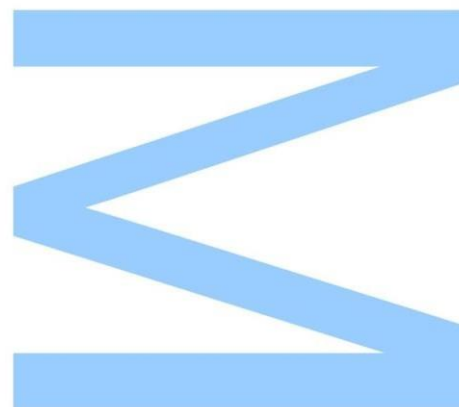
Águas do Norte, S.A.



Todas as correções determinadas
pelo júri, e só essas, foram efetuadas.

O Presidente do Júri,

Porto, ____/____/____



AGRADECIMENTOS

Ao longo deste trabalho foram muitos os intervenientes que me apoiaram e ajudaram na execução do estágio, no entanto é importante realçar algumas pessoas que me acompanharam de uma forma mais próxima.

À Professora Doutora Maria da Natividade Vieira, gostaria de agradecer pela orientação do meu estágio. Por se mostrar sempre disponível para ajudar, ouvir e dar a sua opinião. Por todas as sessões de esclarecimento que foram muito úteis.

À empresa Águas do Norte e ao Engenheiro Filipe Pinto, gostaria de agradecer por terem aceite com muito interesse e entusiasmo este estágio. Por todo o tempo e recursos disponibilizados.

À Engenheira Emília Babo, um agradecimento muito especial por toda a ajuda e por todas as horas perdidas, que acabaram por ser um grande ganho para mim. Por toda a paciência nos dias menos bons e por sempre me apoiar e acreditar em mim. Por toda a informação partilhada e todos os conhecimentos transmitidos. Por me mostrar como funciona o meio de trabalho e que no final, numa empresa, devemos todos remar para o mesmo lado com ajuda mútua.

A todas as pessoas que trabalharam diretamente comigo na Águas do Norte, um grande obrigado! Por toda ajuda, paciência e companheirismo. Por me terem recebido da melhor maneira. Por me mostrarem que trabalhar com pessoas assim torna o trabalho mais leve.

À Cristiana pelo apoio incondicional apesar da distância. Pelas videochamadas intermináveis, que me ajudaram a descontraír, e por todas as conversas que me ajudaram a avançar. Por toda a paciência, quando pedia a opinião nos longos textos deste relatório, e por acreditar sempre em mim. Por estar sempre lá, pronta para me ouvir e levantar.

À Patrícia por todos os momentos partilhados em videochamadas. Por me trazer leveza quando estava mais stressada. Pelas opiniões em relação aos textos para o relatório. Por estares sempre lá quando precisei com um ombro amigo e uma palavra acertada.

À Andreia por todas as partilhas e apoio. Por sempre me apoiar e ver o meu lado. Por todas as ajudas para a realização deste relatório. Por todas as conversas. Por em tão pouco tempo te teres tornado uma grande amiga.

Agradeço aos meus pais por toda a paciência, por todo o apoio nos momentos menos bons e por festejarem as minhas vitórias do meu lado. Por me ensinarem sempre a ser melhor e por todos os esforços que me permitiram realizar este relatório. Ao meu irmão e à Dalila por apoiarem os meus pais e me apoiarem. Por todas as palavras amigas e por sempre me levantarem os ânimos. Obrigada por acreditarem em mim!

Às minhas Madrinhas e à Mónica por todas as conversas, apoio e conselhos. Obrigada pelo tempinho perdido para me ajudarem com a realização do relatório. Muito obrigada por estarem sempre disponível para mim. Por toda a paciência e por todos os momentos partilhados.

A todos os meus amigos que me permitiram tornar numa pessoa melhor e crescer. Por todos os momentos partilhados, mesmo que mais à distância.

Por fim, um obrigado a todos, que direta ou indiretamente estiveram ligados a este estágio.

RESUMO

A água é um bem indispensável para a Vida. No entanto, devido ao uso descontrolado e ao aumento da população mundial tornou-se fundamental a preservação, o controlo e a utilização racional. A gestão tem obrigatoriamente de ser baseada em sistemas de informação resultantes de programas de monitorização ambiental. O desenvolvimento de Sistemas de Abastecimento de Água (SAA), que são constituídos pelos órgãos a montante da utilização englobando a captação, o tratamento, a elevação, o transporte, o armazenamento e a rede de distribuição. Para além disso, se não existir um tratamento eficiente, a água pode tornar-se uma fonte de transmissão de diversas doenças. Para este efeito, existem diversos tipos de tratamento, destacando-se a permuta iónica, que é um meio de reduzir a presença de arsénio, ferro e manganês e a desinfecção que consiste na eliminação do número de microrganismos, geralmente, pelo uso de hipoclorito de sódio. Por fim, é importante fazer análises regulares à água bruta e tratada, de modo a observar e verificar a eficácia do tratamento, nomeadamente, a análise aos coliformes totais, *Escherichia coli* (*E. coli*), alumínio, manganês e ferro.

Após a análise dos resultados concluiu-se que nas ZAs com sistemas de tratamento não ocorreram incumprimentos nos três municípios (Amarante, Baião e Celorico de Basto) ao longo dos oito meses no âmbito do PCO. Ao nível da turvação todos as amostras apresentaram valores inferiores a 1 NTU, sendo que segundo a legislação o valor paramétrico é 4 NTU. Para a condutividade o valor limite é 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (20°) e nenhum Município ultrapassou esse valor. A temperatura apresentou sempre valores superiores a 12°C em amostras de água tratada. A empresa Águas do Norte está a implementar sistemas de correção de pH, com recurso a brita calcária nos SAA onde não existe esta etapa de tratamento e onde os valores paramétricos não estão a ser cumpridos. Como o pH não provoca qualquer efeito direto para a saúde humana, a água com valores inferiores ao intervalo paramétrico continua a ser distribuída. O alumínio começou a ser analisado de modo preventivo, pois é um parâmetro que causa diversos efeitos à saúde humana, mas também não se obtiveram incumprimentos. Os coliformes totais e *Escherichia coli* foram analisados e comprovou-se a eficácia do tratamento. Foi feita a análise ao cloro residual livre para fazer o controlo da desinfecção.

Anualmente é efetuada a desinfecção de todos os reservatórios nos diferentes municípios. Alguns dos parâmetros a ser analisado após as higienizações são o ferro e o manganês. Verificou-se que alguns locais apresentavam valores mais elevados devido a incrustações libertadas das paredes internas do reservatório, mas em nenhuma situação ocorreu incumprimento da legislação, tratando-se de uma situação pontual.

Palavras-chave: Águas do Norte, Águas para Consumo Humano, Qualidade, Tratamento, Análises

ABSTRACT

The water is an indispensable good for life. However, due to uncontrolled use and the increase of world's population, preservation, control and rational use have become essential. It's management needs to be based on information systems resulting from environmental monitoring programs. The development of water supply systems which are made of bodies upstream of use, encompassing collection, treatment, elevation, transport, storage and the distribution network. In addition, if there is no efficient treatment, water can become a source of transmission to several diseases. For this purpose, there are several types of treatment, highlighting the ion exchange, which is a means of reducing the presence of arsenic, iron and manganese, and disinfection, that consists in elimination of the microorganism number, usually by use of sodium hypochlorite. At last, it is important to carry out regular analysis of raw and treated water, in order to observe and verify the effectiveness of the treatment, namely, the total coliforms, *Escherichia coli* (*E. coli*), aluminum, manganese and iron.

After analyzing the results it was concluded that, in the ZAs with treatment systems, no non-compliances in the three Municipalities (Amarante, Baião and Celorico de Basto) over the eight months in scope to PCO. In terms of turbidity, all samples had values below 1 NTU, for the parametric value of 4 NTU, according to the legislation. For conductivity, the limit value is 2500 $\mu\text{S} / \text{cm}$ (20°) and neither municipality exceeded this value. The temperature always presented values above 12°C in treated water samples. The company Águas do Norte is implementing a pH adjustment system, with limestone gravel resource at the SAA where this treatment step did not existed and where the parametric values are not being fulfilled. As pH does not have direct effects on human health, the water with lower values than the parametric range continues to be distributed. Aluminium started to be analyzed as a preventive way, as it is a parameter that causes several effects to human health, but there were also no non-compliances. Total coliforms and *E. coli* were analysed and the effectiveness of the treatment was confirmed. Free residual chlorine analysis was performed to control disinfection.

Every year, the disinfection of all reservoirs is done in the different municipalities. Some of the parameters analysed after the cleaning are the iron and manganese. It was found that some places had higher values due to incrustations released from the internal walls of the reservoirs, but in no situation there was non-compliance with the legislation, which is a one-off situation.

Keywords: Águas do Norte, Water for Human Consumption, Quality, Treatment, Analyzes

ÍNDICE

RESUMO	IV
ABSTRACT	VI
ÍNDICE DE FIGURAS.....	IX
ÍNDICE DE TABELAS.....	XIII
ABREVIATURAS	XIV
1. INTRODUÇÃO.....	16
1.1. Águas do Norte, S.A.....	27
1.2. Legislação.....	29
1.3. Microrganismos e Elementos Químicos com possível ocorrência na Água.....	35
1.3.1. Coliformes e <i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	35
1.3.2. Alumínio	37
1.3.3. Arsénio.....	40
1.3.4. Ferro e Manganês.....	44
2. OBJETIVOS	48
3. METODOLOGIA.....	49
3.1. Tratamento da Água	49
3.1.1. Permuta Iónica.....	54
3.1.2. Desinfecção	56
3.1.3. Alacolor e Carvão Ativado.....	58
3.1.4. Radão e Arejamento	59
3.2. Recolha das Amostras	60
3.3. Análise da Água.....	62
3.3.1. Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	62
3.3.2. Alumínio	63
3.3.3. Arsénio.....	63
3.3.4. Ferro	64
3.3.5. Manganês	65
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
4.1. Turvação	66
4.2. Condutividade	69

4.3.	Temperatura	72
4.4.	pH	74
4.5.	Alumínio	77
4.6.	Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	80
4.7.	Cloro Residual Livre (Desinfecção)	81
4.8.	Ferro e Manganês (Higienizações)	84
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	89
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	90
7.	ANEXOS	111
7.1.	Anexo I - Parâmetros e valores paramétricos	111
7.1.1.	Parte I – Parâmetros Microbiológicos	111
7.1.2.	Parte II – Parâmetros Químicos	112
7.1.3.	Parte III – Parâmetros Indicadores	113
7.2.	Anexo II – Análises internas previstas para o PCO, em 2021	114
7.3.	Anexo III – Cuidados a ter com o Hipoclorito de Sódio	115
7.4.	Anexo IV – Precauções a serem tomadas durante a recolha de amostras 117	
7.5.	Anexo V – Fontes de erro na recolha das amostras	118
7.6.	Anexo VI – Fotografias dos Procedimentos	119
7.6.1.	Parte I – Análise da Água – Coliformes Totais e <i>Escherichia coli</i>	119
7.6.2.	Parte II – Análise da Água – Alumínio	121
7.6.3.	Parte III – Análise da Água – Arsénio	123
7.6.4.	Parte IV – Análise da Água – Ferro	125
7.6.5.	Parte V – Análise da Água – Manganês	126
7.7.	Anexo VII – Fotografias dos Equipamentos	128

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Proporção da população (%) que utilizaram em 2017 serviços de água potável com gestão segura. Adaptado de WHO (2019).....	16
Figura 2 Resumo da poluição da água mundial. (a) Distribuição geográfica sobreposta da escassez de água e da poluição pelo tipo de poluente principal, incluindo metais pesados, pesticidas e radionuclídeos. (b) Composição normalizada de poluentes da água em cursos de água tratados e reciclados. (c) Volume normalizado de água tratada por campo de uso. Adaptado de Bolisetty et al. (2019).	17
Figura 3 A evolução do tipo de origens de água utilizadas em Portugal, em percentagem (%), de 2015 até 2019. O azul escuro corresponde à água superficial (própria), o azul claro corresponde à superficial (comprada), o cinzento escuro à subterrânea (própria) e o cinzento claro à subterrânea (comprada). Adaptada de ERSAR (2020).....	19
Figura 4 Representação ilustrada do Ciclo de Utilização da Água ou Ciclo Urbano da Água. Legenda: A – Captação; B – ETA (Tratamento); C – Uso Agrícola; D – Uso Doméstico; E – Uso Industrial; F – Recolha; G – ETAR; H – Tratamento. Fonte: https://docplayer.com.br/39944171-Quadro-i-descritores-de-desempenho-por-tema-e-ano-de-escolaridade-1-o-ciclo-do-ensino-basico-descritores-de-desempenho.html , acesso 05/02/2021.	20
Figura 5 Esquema com as diferentes fases que constitui um Sistema de Abastecimento de Água (SAA) para consumo humano. Adaptada de Martins (2014).	22
Figura 6 Típica curva de consumo de água diário. Adaptado de Heller e De Padua (2006); Melo (2018).	22
Figura 7 Tipo de reservatórios caracterizados quanto à sua localização. Adaptada de Silva (2015).	24
Figura 8 Exemplos dos 3 tipos de reservatórios caracterizados quanto à sua localização (apoiados, semienterrados e enterrados) na empresa Águas do Norte. A - Reservatório apoiado da Serra de Água e Leite, em Amarante; B – Reservatório semienterrado de Sobreiro, em Amarante; C – Reservatório enterrado da Chapa, em Amarante. Fotografias de Ana Raquel Magalhães.	25
Figura 9 Rede de distribuição de água dos municípios de Amarante, Baião e Celorico de Basto. Fonte: Base de Dados da Águas do Norte.	26
Figura 10 Os 8 Municípios (Amarante, Arouca, Baião, Celorico de Basto, Cinfães, Fafe, Santo Tirso e Trofa) onde a empresa Águas do Norte assume a exploração e gestão do sistema de águas e saneamento, sendo o serviço de Abastecimento os concelhos a azul e o serviço de Saneamento os concelhos a verde. Fonte: Base de Dados da Águas do Norte.	28
Figura 11 Kit da <i>IDEXX Laboratories</i> para a deteção de coliformes totais e da <i>Escherichia coli</i> , juntamente, com o reagente utilizado o ortonitrofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) em conjunto com o 4-metilumbeliferil- β -D-glucuronídeo (MUG)) e a <i>Quanti-Tray</i> com os 51 poços discretos. Fotografia de Ana Raquel Magalhães.	36
Figura 12 Análise da turvação da água no local da recolha. A – Colocação da célula no turbidímetro; B – Leitura do resultado (0,49 NTU). Fotografias de Joaquim Pinheiro..	51
Figura 13 Análise da temperatura, pH e condutividade da água no local da recolha. A - Análise da temperatura e do pH pela utilização de um medidor de pH; B – Análise da condutividade pela utilização de um condutivímetro. Fotografias de Joaquim Pinheiro.	53

Figura 14 Análise do cloro residual livre no local da recolha. A – Obtenção do zero, colocando a célula no colorímetro com 10 ml da amostra; B – Colocação dos reagentes na amostra; C – Leitura do resultado (0,38 mg/L Cl ₂ livre). Fotografias de Joaquim Pinheiro.	58
Figura 15 Recolha de amostras. A – Recolha de amostra para análises físico-químicas; B – Recolha de amostra para análises microbiológicas. Fotografias de Joaquim Pinheiro.	61
Figura 16 Variação da turvação média (NTU) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde à turvação média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.	67
Figura 17 Variação da turvação média da água tratada (NTU) nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde à turvação média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual. ..	68
Figura 18 Variação da turvação média (NTU) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde à turvação média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.	69
Figura 19 Variação da condutividade média (μS/cm (20°C)) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde à condutividade média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.	70
Figura 20 Variação da condutividade média (μS/cm (20°C)) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde à condutividade média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.	71
Figura 21 Variação da condutividade média (μS/cm (20°C)) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde à condutividade média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.	72
Figura 22 Variação da temperatura média (°C) em água tratada nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde à temperatura média na água tratada e o vermelho corresponde ao valor recomendado por Mendes e Santos (2004).	73
Figura 23 Variação da temperatura média (°C) em água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde à temperatura média na água tratada e o vermelho corresponde ao valor recomendado por Mendes e Santos (2004).	73
Figura 24 Variação da temperatura média (°C) em água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde à temperatura média na água tratada e o vermelho corresponde ao valor recomendado por Mendes e Santos (2004).	74
Figura 25 Variação do pH médio (E. Sorensen) em água bruta e tratada nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde ao pH médio na água bruta, o verde corresponde ao pH médio na água tratada e o vermelho corresponde ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual.	75
Figura 26 Variação do pH médio (E. Sorensen) em água bruta e tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde ao	

pH médio na água bruta, o verde corresponde ao pH médio na água tratada e o vermelho corresponde ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual. 76

Figura 27 Variação do pH médio (E. Sorensen) em água bruta e tratada nos reservatórios autônomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde ao pH médio na água bruta, o verde corresponde ao pH médio na água tratada e o vermelho corresponde ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual. O gráfico deste município foi dividido em 2, de modo a facilitar a análise. 77

Figura 28 Variação do alumínio médio da água tratada ($\mu\text{g/L Al}$) nos reservatórios autônomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde ao alumínio médio na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual. 78

Figura 29 Variação do alumínio médio da água tratada ($\mu\text{g/L Al}$) nos reservatórios autônomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde ao alumínio médio na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual. .. 79

Figura 30 Variação do alumínio médio da água tratada ($\mu\text{g/L Al}$) nos reservatórios autônomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde ao alumínio médio na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual. 80

Figura 31 Média de Coliformes Totais e E. coli (UFC/100 mL) em água bruta e tratada dos Municípios de Amarante, Baião e Celorico de Basto. As colunas a azul correspondem aos Coliformes Totais, enquanto que as colunas a cinzento correspondem às E. coli. 81

Figura 32 Variação do cloro residual livre médio (mg/L Cl_2) em água tratada nos reservatórios autônomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde ao cloro residual livre médio na água tratada e o vermelho ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual. 82

Figura 33 Variação do cloro residual livre médio (mg/L Cl_2) em água tratada nos reservatórios autônomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde ao cloro residual livre médio na água tratada e o vermelho ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual. 83

Figura 34 Variação do cloro residual livre médio (mg/L Cl_2) em água tratada nos reservatórios autônomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde ao cloro residual livre médio na água tratada e o vermelho ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual. 84

Figura 35 Variação do Fe ($\mu\text{g/L Fe}$) e Mn ($\mu\text{g/L Mn}$) em água tratada obtidos após a higienização dos reservatórios (autônomos e sistema em alta) no Município de Amarante. O azul corresponde ao ferro ou manganês na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual. 86

Figura 36 Variação do Fe ($\mu\text{g/L Fe}$) e Mn ($\mu\text{g/L Mn}$) em água tratada obtidos após a higienização dos reservatórios (autônomos e sistema em alta) no Município de Baião. O azul corresponde ao ferro ou manganês na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual. 87

Figura 37 Variação do Fe ($\mu\text{g/L Fe}$) e Mn ($\mu\text{g/L Mn}$) em água tratada obtidos após a higienização dos reservatórios (autônomos e sistema em alta) no Município de Celorico de Basto. O azul corresponde ao ferro ou manganês na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual. 88

Figura 38 Procedimento para a análise da água (bruta + tratada) quanto à presença de Coliformes Totais e *Escherichia coli*. **1** – Adição do reagente a 10 ml da amostra; **2** – Mistura da amostra com o reagente; **3.1** – Após adição da amostra + reagente à cartela

Quanti-Tray 2000, lacrar a cartela na seladora; **3.2** – Saída da cartela selada; **4** – Colocação da amostra na incubadora durante 18 horas a 35°C; **5.1** – Leitura dos resultados dos Coliformes Totais; **5.2** – Utilização de uma cabine de análises de fluorescência para a quantificação da *E. coli*; **5.3** – Quantificação dos resultados da *E. coli*. Fotografias de Ana Raquel Magalhães..... 120

Figura 39 Procedimento para a análise da água tratada quanto à presença de Alumínio. **1** – Amostra da água; **2.1** – Adição de ácido nítrico 65% para ajustar o pH entre 2,5 e 3,5; **2.2** – Leitura do pH da amostra após o ajuste para verificar se este se encontra dentro do intervalo anterior; **3** – Adição de 2 ml de LCK 301 A ao frasco LCK; **4** – Adição de 3 ml ao frasco anterior; **5** – Adição de uma colher de LCK 301 B; **6** – Tempo de reação de 25 minutos; **7** – Obtenção do zero; **8** – Leitura do resultado em mg/L (0mg/L). Fotografias de Ana Raquel Magalhães. 122

Figura 40 Procedimento para a análise da água tratada quanto à presença de Arsênio. **1.1** – Amostra da água; **1.2** – Transferência de 60 ml da amostra ou até atingir a marca assinalada no frasco; **2** – Adição de 2 gotas de reagente As-1 e agitar; **3** – Adição do reagente As-2 com recurso à colher vermelha e agitar; **4** – Adição do reagente As-3 com a colher verde; **5.1** – Frasco com a amostra e frasco com as tiras de teste; **5.2** – Colocação da tira de teste até à marca azul; **5.3** – Virar o suporte preto do frasco para prender a tira de teste; **6** – Tempo de reação de 20 minutos; **7** – Comparação entre a cartela de cores presente no kit e a tira da amostra, e determinar o valor da concentração em mg/L As^{3+/5+}. Fotografias de Ana Raquel Magalhães..... 124

Figura 41 Procedimento para a análise da água tratada quanto à presença de Ferro. **1.1** – Célula quadrada com 10 ml da amostra; **1.2** – Calcular o zero com a célula quadrada e a amostra; **2** – Adição do reagente FerroVer; **3** – Tempo de reação de 3 minutos; **4** – Fazer a leitura da amostra em mg/L. Fotografias de Ana Raquel Magalhães. 125

Figura 42 Procedimento para a análise da água tratada quanto à presença de Manganês. **1.1** – Célula quadrada com 10 ml de água destilada; **1.2** – Adição de ácido ascórbico à água destilada; **1.3** – Adição de cianeto alcalino à água destilada; **1.4** – Adição do reagente PAN à água destilada; **1.5** – Tempo de reação de 2 minutos; **1.6** – Obter o valor zero; **2** – Célula quadrada com 10 ml da amostra; **3** – Adição de ácido ascórbico à amostra; **4** – Adição de cianeto alcalino à amostra; **5** – Adição do reagente PAN à amostra; **6** – Tempo de reação de 2 minutos; **7** – Fazer a leitura da amostra em mg/L. Fotografias de Ana Raquel Magalhães. 127

Figura 43 Equipamentos utilizados para as várias análises descritas ao longo deste relatório. **1** – Turbidímetro (*HACH 2100Q PORTABLE*); **2** – Medidor de pH (*HACH HQ11D*); **3** – Colorímetro (*HACH POCKET COLOR*); **4** – Condutivímetro (*HACH HQ14D*); **5** – Seladora (*IDEXX Quanti-Tray Sealer Model 2X*); **6** – Incubadora (*RAYPA I-20*); **7** – Cabine de Análises de Florescência (*Spectroline CM-10A*); **8** – Espectrofotómetro (*HACH DR 3900*). Fotografias de Ana Raquel Magalhães..... 129

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 Valores paramétricos estabelecidos pela legislação atual para os parâmetros microbiológicos (*E. coli* e Enterococos). Fonte: (Decreto-Lei nº. 152/2017). 111

Tabela 2 Valores paramétricos estabelecidos pela legislação atual para os parâmetros químicos. Fonte: (Decreto-Lei nº. 152/2017). 112

Tabela 3 Valores paramétricos estabelecidos pela legislação atual para os parâmetros indicadores. Fonte: (Decreto-Lei nº. 152/2017). 113

Tabela 4 Número de análises do PCO e respetivos parâmetros analisados internamente nos Municípios de Amarante, Baião e Celorico de Basto, relativas à água bruta (AB) e tratada (AT), neste ano. Fonte: Base de Dados da Águas do Norte..... 114

ABREVIATURAS

Al - Alumínio

As - Arsénio

As (III) - Arsenito

As (V) - Arsenato

AS - Autoridades de Saúde

CaCO₃ - Carbonato de Cálcio

CI - Controlo de Inspeção

Cl - Cloro

CR - Controlo de Rotina

DQA - Diretiva-Quadro da Água

DST - Tecnologia de Substrato Definido

E. coli - *Escherichia coli*

EG - Entidades Gestoras

ERSAR - Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos

Fe - Ferro

GAC - Carvão Ativado em Granular

GAL - Enzima β -galactosidase

GUD - Enzima β -D-glucuronidase

IARC - Agência Internacional de Pesquisa do Cancro

IPAC - Instituto Português de Acreditação

IRAR - Instituto Regulador de Águas e Resíduos

Mn – Manganês

MPN - Método do Número mais Provável

MUG - 4-metilumbeliferil- β -D-glucuronídeo

NTU - Unidade de Turbidez Nefelométrica

OMS - Organização Mundial da Saúde

ONPG - Ortonitrofenil- β -D-galactopiranosídeo

ONU - Organização das Nações Unidas

PA - Ponto de Amostragem

PAC - Carvão Ativado em Pó

PAN - 1-(2-piridilazo)-2-naftol

PCO - Plano de Controlo Operacional

PCQA - Programa de Controlo da Qualidade da Água

PGRH - Planos de Gestão das Regiões Hidrográficas

PSA - Plano de Segurança da Água

Ra-226 - Rádio

Rn-222 - Radão

ROS - Espécies Reativas de Oxigénio

SAA - Sistema de Abastecimento de Água

ZA - Zona de Abastecimento

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial à vida na Terra, porém é um recurso limitado, estimando-se que somente cerca de 3% do total é doce (Rao, 2011; Moreira, 2016). Encontra-se em diferentes estados na natureza, cerca de 77% em forma de neve e gelo, 22% é água subterrânea e menos de 0,4% encontra-se nos lagos, rios e a pouca profundidade no solo (Hilaco, 2012). A sua importância define-se pelas suas diferentes utilizações, que a torna fundamental para a manutenção da vida (Rosalino, 2011; Tebbutt, 2013; Santos, 2018; Westall e Brack, 2018).

A água é o principal constituinte do corpo humano (cerca de 70%), por exemplo, o cérebro é constituído por 85%, o fígado por 90%, o sangue por 83% e os ossos por 35% (Ellis, 2000), sendo fundamental o seu consumo diário, de modo a manter o corpo hidratado e saudável. Cada pessoa precisa de 25 a 50 litros de água livre de contaminantes químicos e microbianos nocivos para beber, cozinhar e manter a higiene (Lakhote *et al.*, 2016).

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), em 2017, cerca de 5,3 mil milhões de pessoas (71% da população mundial) tiveram acesso a serviços de água potável com segurança (Figura 1) (WHO, 2019).

Em 2017, 117 países tinham estimado serviços de água potável geridos com segurança

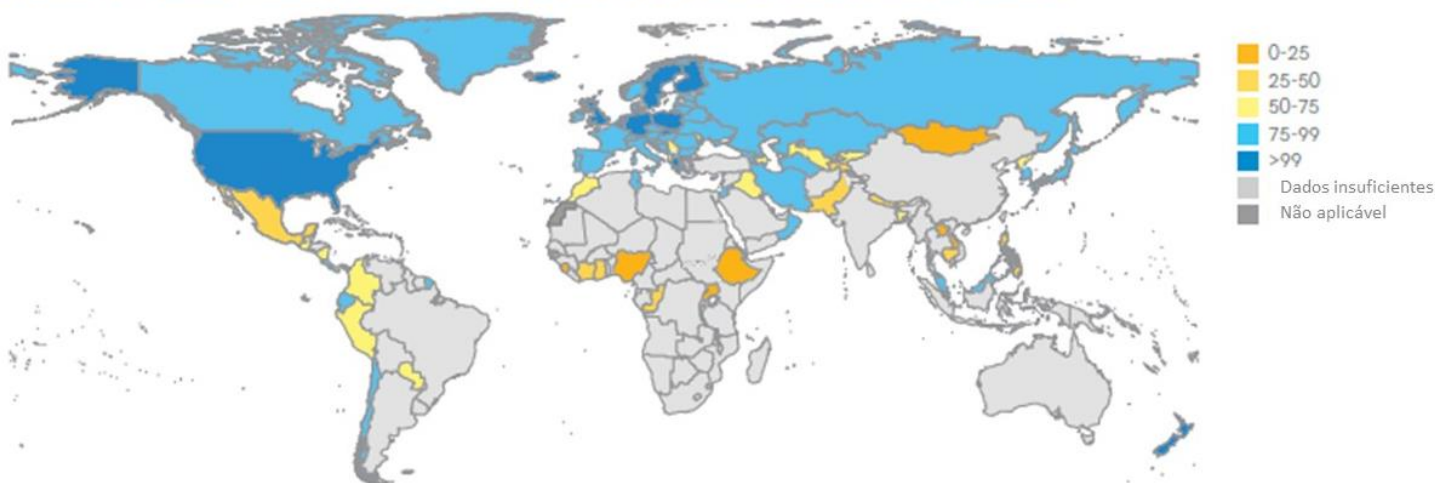


Figura 1 Proporção da população (%) que utilizaram em 2017 serviços de água potável com gestão segura. Adaptado de WHO (2019).

Atualmente para a água são libertados cerca de 2 milhões de toneladas de resíduos industriais, águas residuais e lixiviados agrícolas, causando problemas para a saúde e a morte diária de, aproximadamente, 14 000 pessoas, como observado na Figura 2 (Bolisetty *et al.*, 2019). A quantidade de doenças relacionadas com o uso inadequado da água, saneamento e higiene provoca cerca de 1,81 milhões de mortes e a perda de mais de 76 milhões de vidas saudáveis (Lakhote *et al.*, 2016). Até 2016, doenças contagiosas associadas à água mataram cerca de 3,3 milhões de pessoas por ano (6,2% de todas as mortes no mundo no ano).

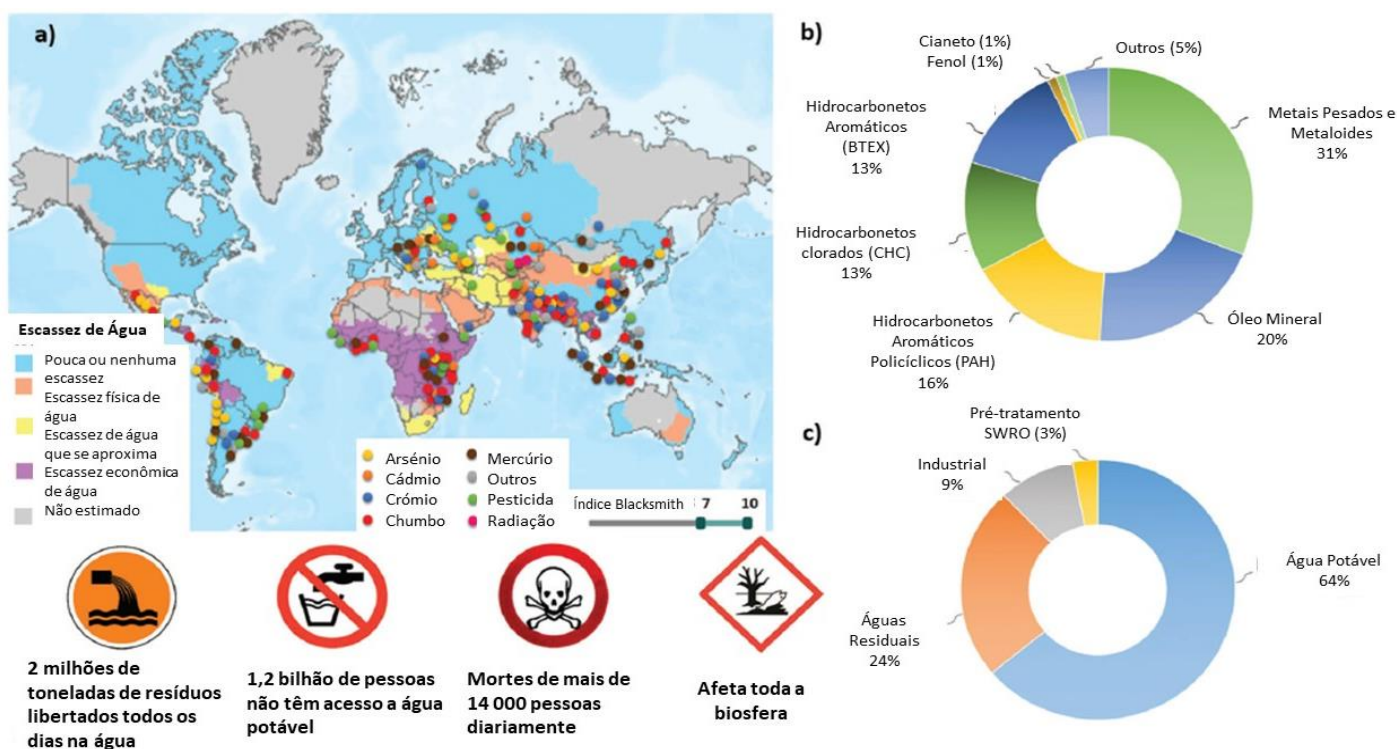


Figura 2 Resumo da poluição da água mundial. (a) Distribuição geográfica sobreposta da escassez de água e da poluição pelo tipo de poluente principal, incluindo metais pesados, pesticidas e radionuclídeos. (b) Composição normalizada de poluentes da água em cursos de água tratados e reciclados. (c) Volume normalizado de água tratada por campo de uso. Adaptado de Bolisetty *et al.* (2019).

O consumo de água sem qualquer tipo de tratamento pode originar doenças ao ser humano, como verificado até ao final do século XIX, em que o único controlo da qualidade da água eram apenas os parâmetros organoléticos. Investigações epidemiológicas desenvolvidas por John Snow (1855) demonstraram que existia uma ligação entre o consumo de água com contaminação fecal e um surto de cólera ocorrido em Londres (Hempel, 2007; Hempel, 2014). É neste contexto que no início do século XX, após a deteção de diversos surtos epidémicos de cólera e febre tifoide na Europa,

se desenvolveram meios técnicos para a desinfecção da água em sistemas públicos de abastecimento (Rosalino, 2011; Martins, 2014; Manahan, 2017).

O acesso à água potável contínuo, seguro, físico e economicamente acessível é um direito humano básico reconhecido em 2010 na Assembleia Geral da Organização das Nações Unidas (ONU) (Vieira, 2015). É uma condição indispensável à saúde e ao desenvolvimento a nível nacional, regional e local (Pereira, 2017; Santos, 2018; Cruz *et al.*, 2020). Por esta razão, é fundamental que exista uma boa gestão, que inclua o adequado abastecimento de água para consumo humano, proporcionando o crescimento económico e a redução da pobreza (Tentúgal-Valente, 2007; Hipólito e Vaz, 2011).

As alterações climáticas também afetam, em ritmo crescente, a disponibilidade, qualidade e quantidade da água para as necessidades humanas básicas, ameaçando o direito humano à água e ao saneamento para mil milhões de pessoas (Hilaco, 2012; Francés *et al.*, 2017; UNESCO, 2020). Em Portugal também existe o mesmo problema (Cunha *et al.*, 2006; Ribeiro e Cunha, 2010; Pereira, 2017), nomeadamente, a diminuição leva ao aumento da procura. Esta alteração traz consigo a obrigatoriedade de se promover alterações comportamentais no que diz respeito à forma como a água é utilizada (Francés *et al.*, 2017; Pires, 2020).

Atendendo à variabilidade e escassez natural, assim como, ao desenvolvimento urbano e industrial, tornou-se fundamental a utilização de políticas de gestão, de modo, a garantir a existência de água para consumo doméstico e público, produção alimentar, desenvolvimento socioeconómico e conservação de ecossistemas aquáticos (Tentúgal-Valente, 2007; Hipólito e Vaz, 2011; Hilaco, 2012). Salienta-se a relevância da água subterrânea como um bem económico e fonte imprescindível de abastecimento para consumo público, constituindo 50% da água potável mundial (Afolabi *et al.*, 2012; Gorelick e Zheng, 2015; Izah *et al.*, 2016; Pyne, 2017).

Segundo a ERSAR (2020), as captações em Portugal para a produção de consumo humano são classificadas, de acordo com a sua proveniência, como águas superficiais ou subterrâneas. Em 2019, a percentagem de fontes de água subterrânea destinada a consumo humano era cerca de 30,75% da total, como se observa na Figura 3. A integração deste recurso nos sistemas de abastecimento em zonas isoladas do país permitiu o acesso à água potável das populações, por força das características hidrogeológicas dos solos que têm disponibilidade em termos de qualidade e quantidade (Almeida *et al.*, 2000; Pereira, 2017).

Evolução do tipo de origens de água utilizadas em Portugal.

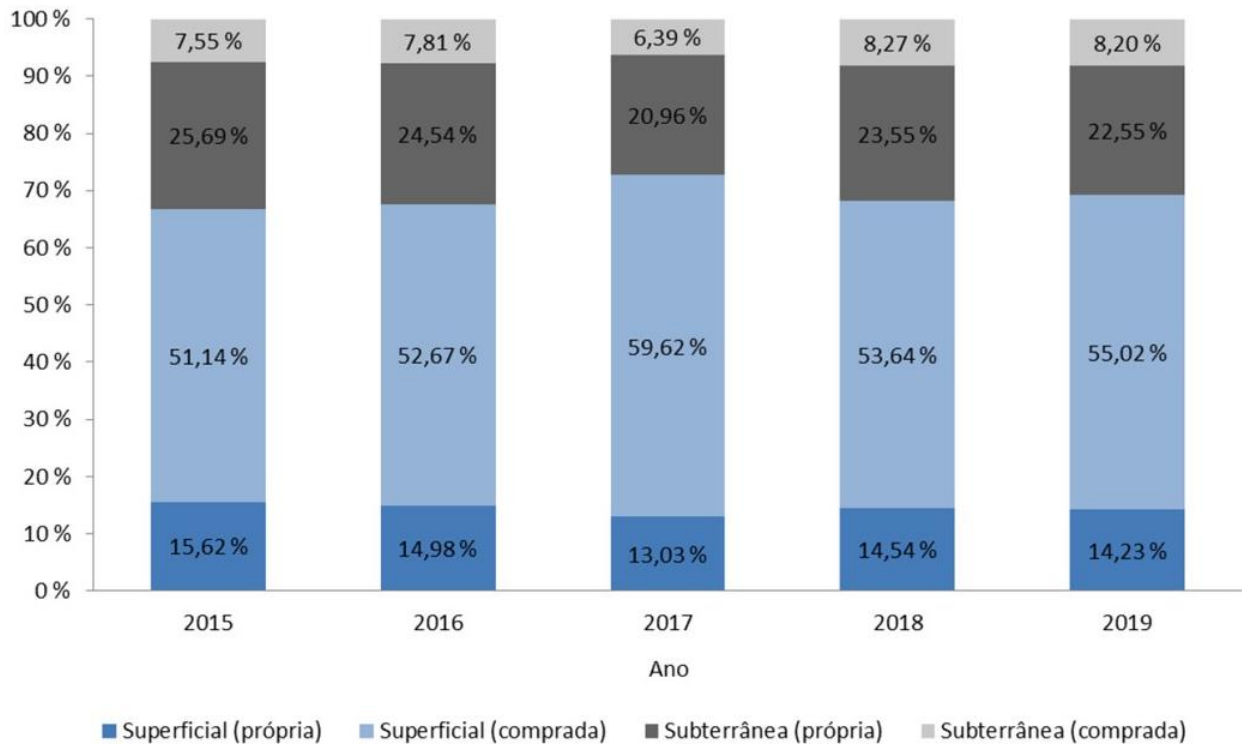


Figura 3 A evolução do tipo de origens de água utilizadas em Portugal, em percentagem (%), de 2015 até 2019. O azul escuro corresponde à água superficial (própria), o azul claro corresponde à superficial (comprada), o cinzento escuro à subterrânea (própria) e o cinzento claro à subterrânea (comprada). Adaptada de ERSAR (2020).

A água subterrânea tem sido explorada indiscriminadamente para uso público, agrícola e industrial (Musa e Ahanonu, 2013), sendo este último o maior consumidor em Portugal (Ribeiro e Cunha, 2010). Geralmente, considera-se que estas águas estão desprovidas de qualquer contaminação, contudo a sua qualidade tem vindo a diminuir devido à sobrecarga de poluentes provenientes da agricultura, de aterros sanitários domésticos e industriais ou da intrusão salina (Adegbola e Adewoye, 2012; Izah *et al.*, 2016). Para além disso, a qualidade é influenciada pelo clima, geologia, recarga direta por precipitação e trocas entre massas de água (Pereira, 2017).

A qualidade da água bruta é determinada pelas condições naturais do meio (substâncias tóxicas, bactérias e vírus), assim como pelas atividades humanas, nomeadamente, aumento e expansão demográfica e atividades industriais e agrícolas (Figueiredo, 2004; Dodds *et al.*, 2013; Campos *et al.*, 2017). O aumento da poluição deve-se à descarga de efluentes, uso de produtos químicos e sintéticos, erosão do solo (Fu *et al.*, 2013; Martins, 2014).

Segundo Foster *et al.* (2002), a poluição dessas águas é atenuada pelo perfil do solo, pois esta sofre uma pré-filtração antes de atingir o aquífero. No entanto, nem todos os perfis são eficazes na atenuação dos contaminantes, assim como, nem todos os tipos de contaminantes são passíveis de serem filtrados (Ribeiro e Cunha, 2010; Pereira, 2017). Para além disso, esse problema na qualidade pode ser caracterizado por dois tipos de pressão: pressão qualitativa (poluição difusa ou pontual e intrusões salinas) e pressão quantitativa (atividades de captação de água) (APA, 2016). Segundo Lobo Ferreira *et al.* (2009), em Portugal, as principais causas de deterioração da qualidade da água são provocadas pela insuficiência dos sistemas de tratamento de águas residuais, pela poluição difusa agropecuária e pela infiltração de lixiviados (Ribeiro e Cunha, 2010).

A água integra um ciclo natural designado “Ciclo Hidrológico ou da Água”. A utilização de água subterrânea no abastecimento encontra-se diretamente dependente deste ciclo e da ação humana (Rodrigo *et al.*, 2007; D’Odorico *et al.*, 2019). Segundo Pires (2020), o conceito de “Ciclo de Utilização da Água”, que integra todas as etapas percorridas pela água, desde a captação até à sua restituição ao meio ambiente (Figura 4), tem uma relevância no “ciclo hidrológico”, devido à sustentabilidade ambiental e aos custos que lhe estão associados.



Figura 4 Representação ilustrada do Ciclo de Utilização da Água ou Ciclo Urbano da Água. Legenda: **A** – Captação; **B** – ETA (Tratamento); **C** – Uso Agrícola; **D** – Uso Doméstico; **E** – Uso Industrial; **F** – Recolha; **G** – ETAR; **H** – Tratamento. Fonte: <https://docplayer.com.br/39944171-Quadro-i-descriptores-de-desempenho-por-tema-e-ano-de-escolaridade-1-o-ciclo-do-ensino-basico-descriptores-de-desempenho.html>, acesso 05/02/2021.

No decorrer deste ciclo, esta é transportada e transformada, através de diferentes órgãos e equipamentos que se enquadram, essencialmente, em dois sistemas (Tentúgal-Valente, 2007):

- (1) Sistemas de Abastecimento de Água (SAA) – constituídos pelos órgãos a montante da utilização, englobando a captação, o tratamento, a elevação, o transporte, o armazenamento e a rede de distribuição da água (Silva, 2015);
- (2) Sistemas de Drenagem e Tratamento de Água Residuais – constituídos pelos órgãos a jusante da utilização, englobando a recolha, o tratamento e a descarga no meio recetor.

Segundo Martins (2014), um SAA é constituído por um conjunto de infraestruturas, edifícios, equipamentos e serviços, destinados a produzir e distribuir água a um ou vários aglomerados populacionais, em quantidade e qualidade compatíveis com as necessidades da população, para fins de consumo doméstico, serviços públicos, consumo industrial e outros usos, tendo como principal objetivo a proteção da saúde humana (Jalba *et al.*, 2010; Moreira, 2016). Os SAA são vistos como a primeira fase da “condução” da água, no seu “ciclo de utilização”, podendo dividir-se nas seguintes fases, como se observa na Figura 5 (Santos, 2018):

- (1) Captação – conjunto de equipamentos e instalações utilizadas para a captação da água do meio natural, de acordo com a disponibilidade e com as necessidades. Esta água provém de diferentes origens: águas superficiais, subterrânea ou águas provenientes do aproveitamento das águas pluviais, que ocorre muito raramente (Martins, 2014);
- (2) Estações elevatórias e sobrepessoras – instalações de bombeamento de água (bruta ou tratada) (Pires, 2020);
- (3) Tratamento – instalações que se destinam à produção de água potável a partir de água bruta, a nível físico, químico, bacteriológico e organolético;
- (4) Adução/Adutoras – transporte da água desde a captação e/ou tratamento, até aos reservatórios. Esta faz-se por meio de adutoras que podem ser canais e galerias, em superfície livre e condutas em pressão (Martins, 2014), dependendo de fatores topográficos da região;
- (5) Armazenamento – reservatórios destinados a armazenar água, de forma a garantir o abastecimento permanente, através de reservas;

- (6) Distribuição – encaminhamento da água desde os reservatórios até às instalações dos consumidores.

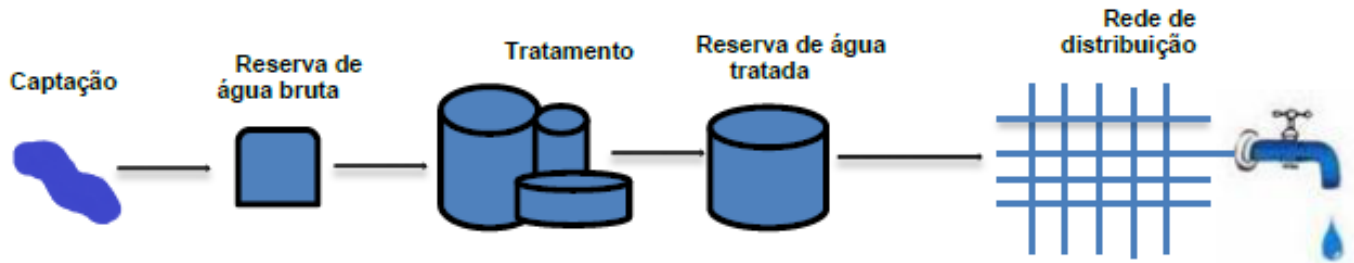


Figura 5 Esquema com as diferentes fases que constituí um Sistema de Abastecimento de Água (SAA) para consumo humano. Adaptada de Martins (2014).

(5) Armazenamento

Ao longo do dia, o consumo de água sofre grandes oscilações, sendo que durante o período das 8 até às 22 horas existe o maior consumo. São as horas de maior atividade humana, como observado na Figura 6 (Heller e De Padua, 2006; Melo, 2018). Essas variações ocorrem sazonalmente, pois durante o verão existe maior consumo e no inverno existe um menor consumo.

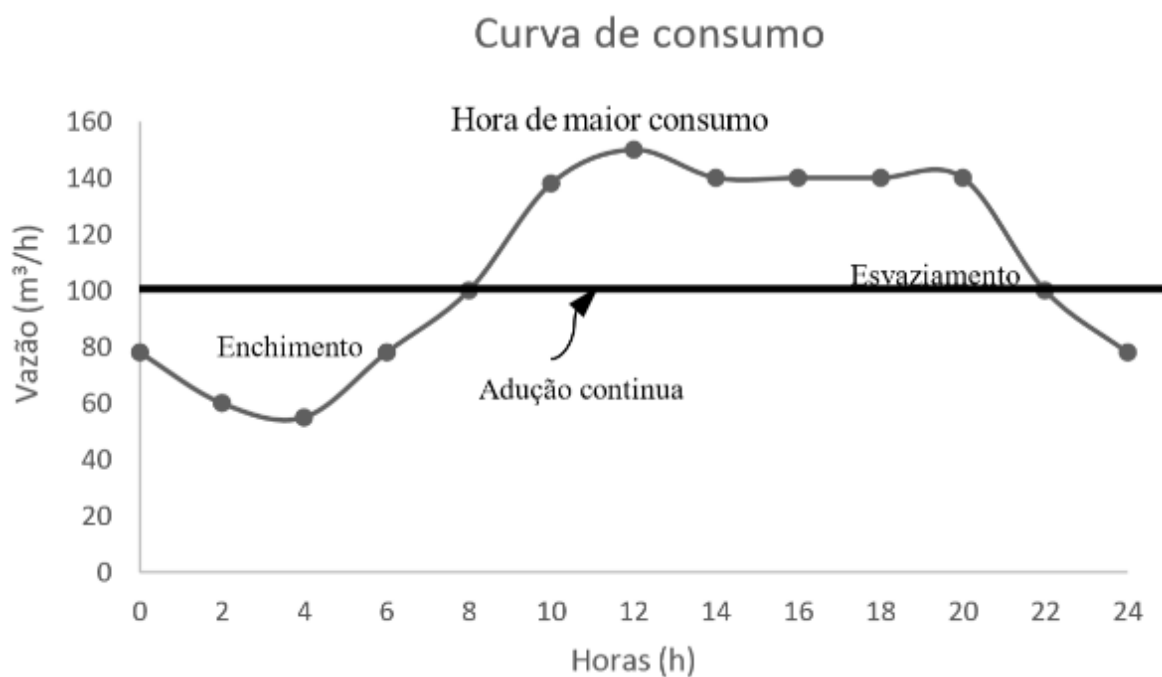


Figura 6 Típica curva de consumo de água diário. Adaptado de Heller e De Padua (2006); Melo (2018).

Para ser possível suprimir as necessidades da população e tendo em consideração as oscilações da utilização da água recorre-se ao uso de reservatórios para a armazenar, permitindo a distribuição interrupta (Silva, 2015; Slavik *et al.*, 2020). Os reservatórios apresentam várias funções, especificamente (Melo, 2018; Slavik *et al.*, 2020):

- Regular as flutuações do consumo de água e do funcionamento da bombagem;
- Servir de reserva de emergência;
- Equilibrar as pressões na rede de distribuição.

Além disso são classificados quanto à sua capacidade, nomeadamente como, reservatórios pequenos (com volumes inferiores a 500 m³), médios (com volumes entre os 500 e 5000 m³) ou grandes (com volumes superiores a 5000 m³), assim como quanto à sua localização relativamente à superfície (Carvalho, 2014). No que diz respeito à localização estes são classificados em (Figura 7) (Heller e De Padua, 2006; Guedes, 2014; Santos, 2018):

- Elevados, quando apresentam o fundo com cota superior à do terreno, usualmente de menores dimensões;
- Enterrados, quando são construídos abaixo da cota do terreno, geralmente, estão associados a unidades elevadas e armazenam o maior volume do sistema (com exceção nas cidades montanhosas);
- Semienterrados, quando mais de um terço da altura se encontra abaixo da cota do terreno;
- Apoiados, quando menos de um terço da altura está abaixo da cota do terreno.

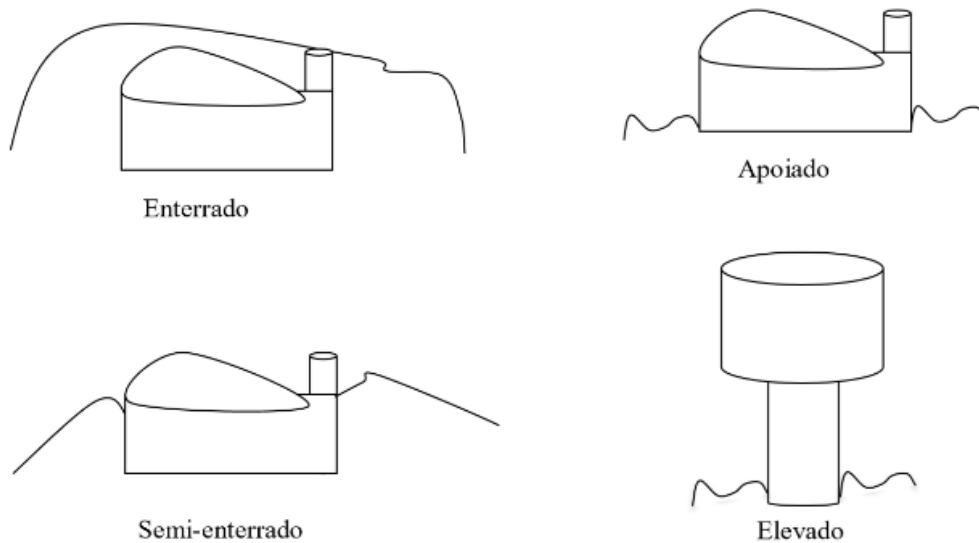


Figura 7 Tipo de reservatórios caracterizados quanto à sua localização. Adaptada de Silva (2015).

Os reservatórios em que o fundo assenta diretamente no terreno, devem ser utilizados sempre que possível, visto serem mais vantajosos no sistema (Guedes, 2014):

- Custos de construção são inferiores;
- Paisagem com menos perturbações;
- Mais fácil fazer ampliações a longo prazo;
- Maior proteção térmica.

O armazenamento na Águas do Norte passa pela utilização de reservatórios com capacidade pequena a média e são apoiados, semienterrados e enterrados, como demonstrado nos exemplos da Figura 8.



Figura 8 Exemplos dos 3 tipos de reservatórios caracterizados quanto à sua localização (apoiados, semienterrados e enterrados) na empresa Águas do Norte. **A**- Reservatório apoiado da Serra de Água e Leite, em Amarante; **B** – Reservatório semienterrado de Sobreiro, em Amarante; **C** – Reservatório enterrado da Chapa, em Amarante. Fotografias de Ana Raquel Magalhães.

Os depósitos de água podem constituir perigos para a qualidade sanitária. Posto isto é fundamental que estes cumpram os seguintes requisitos (Santos, 2018; Slavik *et al.*, 2020):

- A água deve estar estagnada;
- A área envolvente deve ser de acesso condicionado, isto é, ter proteções contra a entrada de insetos e pequenos animais, poeiras, luz solar e outros resíduos;
- Deve ser bem ventilado, não permitindo variações acentuadas da temperatura.

Para além disso, estes devem sofrer medidas de operação e manutenção, nomeadamente, a sua higienização pelo menos uma vez por ano (Simas *et al.*, 2005).

(6) Distribuição (Rede de Distribuição)

A rede de distribuição tem a função de levar a água armazenada nos reservatórios até à torneira do consumidor final, recorrendo a um sistema de condutas, ramais e equipamentos mecânicos (Medina, 2015; Silva, 2015).

Esta estrutura pode ser classificada em rede ramificada e malhada, sendo que ambas se encontram no sistema de distribuição da Águas do Norte (tem um sistema misto) (Figura 9) (Melo, 2018; Santos, 2018).

As redes ramificadas caracterizam-se por serem unilaterais no transporte da água, desde o momento de saída do reservatório até à chegada ao consumidor final (Medina, 2015; Silva, 2015). Contudo, esta característica pode originar efeitos negativos, pois os sedimentos tendem a acumular-se nos pontos terminais podendo obstruir a rede (Carvalho, 2014).

Pelo contrário, as redes malhadas são caracterizadas por serem multilaterais, apresentando uma maior resistência face às variações de pressão, pois não são afetadas pelas solicitações existentes na rede, no entanto necessitam de um número maior de acessórios, como por exemplo, válvulas de fecho (Silva, 2015).

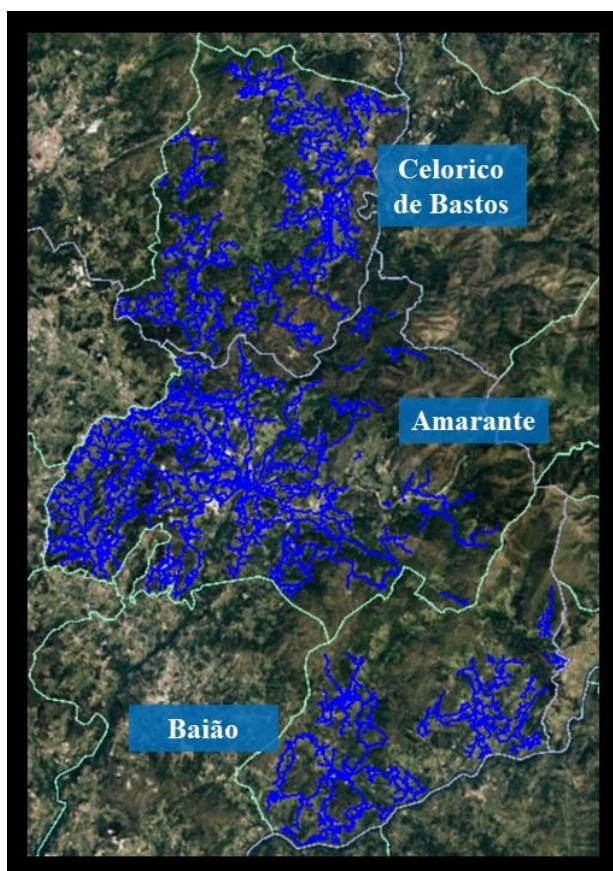


Figura 9 Rede de distribuição de água dos municípios de Amarante, Baião e Celorico de Basto. Fonte: Base de Dados da Águas do Norte.

- **Problemas na Rede de Abastecimento**

As infraestruturas da rede de distribuição devem ser mantidas permanentemente em condições de operacionalidade que satisfaçam os serviços. Caso contrário, deve-se proceder à reabilitação progressiva ao longo do tempo, com intervenções o mais localizadas possível, de modo a que não haja interrupção do serviço (Pires, 2020). A reabilitação é definida como “uma intervenção física que prolongue ou melhore o funcionamento, o desempenho estrutural, hidráulico, operacional de um sistema, assim como a qualidade da água” (Santos, 2018). Existem vários motivos para se proceder a este processo, nomeadamente (Pires, 2020):

- Envelhecimento natural dos componentes;
- Alteração dos objetivos de serviço;
- Deficiência de projeto, de construção, de materiais e equipamentos, de operação e de manutenção;
- Causas externas.

Os componentes do sistema de distribuição encontram-se sujeitos a vários tipos de fatores agressivos, que contribuem para a degradação da condição física ou do desempenho funcional do sistema. Esses fatores resultam na degradação das tubagens e acessórios, na deterioração da qualidade da água e perdas de água ou roturas (Santos, 2018). A perda de qualidade pode depender de fatores físicos das condutas, nomeadamente, a permanência da água na rede, levando à volatilização do cloro residual livre e posterior alteração das suas características.

Para além de existirem falhas por causas naturais podem surgir também por causas antropogénicas associadas a ações não intencionais (erros operacionais ou de manobra) ou intencionais (Pires, 2020).

1.1. Águas do Norte, S.A.

A Águas do Norte é a Entidade Gestora do Sistema Multimunicipal em "alta" responsável pela captação, tratamento e abastecimento de água para consumo público; pela recolha, tratamento e rejeição de efluentes domésticos, urbanos e industriais e de efluentes provenientes de fossas sépticas (AdNorte, 2017).

Esta empresa assume a exploração e gestão do Sistema de Águas da Região do Noroeste, em resultado da Parceria entre o Estado e 8 Municípios (Amarante, Arouca, Baião, Celorico de Basto, Cinfães, Fafe, Santo Tirso e Trofa) (Figura 10), que reúne numa única entidade gestora, os serviços de abastecimento de água e de saneamento de águas residuais em “alta” (prestados aos municípios) e em “baixa” (prestados aos utilizadores finais), de forma regular, contínua e eficiente (AdNorte, 2017).

Para além disso, esta pretende ser uma empresa de referência no sector da água quanto à qualidade do serviço público prestado. Com esse objetivo, esta entidade dá relevância à conceção, construção, exploração e gestão de todo o Sistema Multimunicipal de abastecimento e saneamento do norte de Portugal, tendo em consideração a eficiência e sustentabilidade económica, social e ambiental (Moreira, 2016).

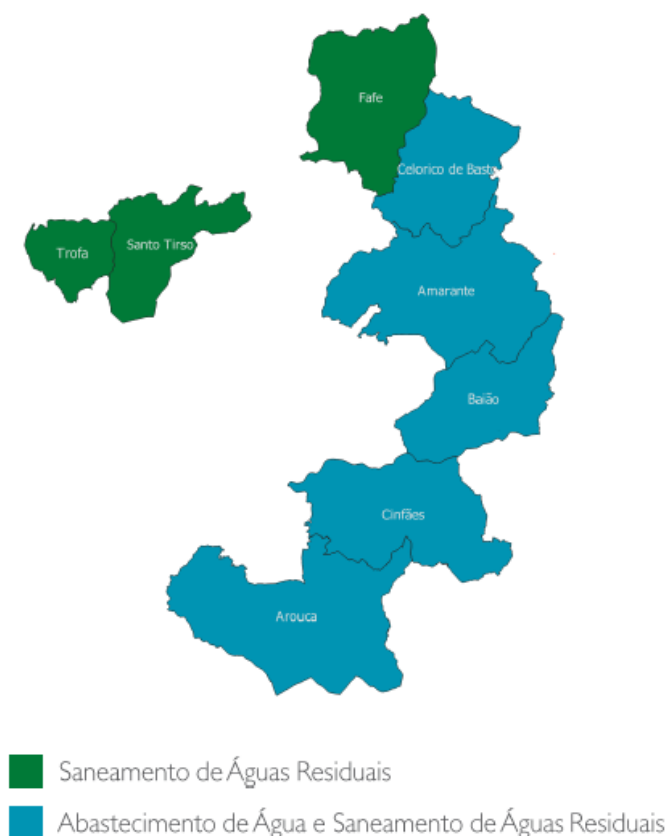


Figura 10 Os 8 Municípios (Amarante, Arouca, Baião, Celorico de Basto, Cinfães, Fafe, Santo Tirso e Trofa) onde a empresa Águas do Norte assume a exploração e gestão do sistema de águas e saneamento, sendo o serviço de Abastecimento os concelhos a azul e o serviço de Saneamento os concelhos a verde. Fonte: Base de Dados da Águas do Norte.

1.2. Legislação

Devido ao aumento da população e da diminuição da qualidade e disponibilidade da água tornou-se fundamental a preservação, o controlo e a utilização racional deste recurso, sendo essa gestão baseada em sistemas de informação resultantes de programas de monitorização ambiental (Paulos, 2008). O Plano de Segurança da Água (PSA) veio estabelecer boas práticas operacionais e medidas preventivas, tendo por base a identificação de perigos, análise de riscos e a sua mitigação (Vieira e Moraes, 2005; Hilaco, 2012). Para além disso, segundo o PSA, cabe à entidade gestora alertar aos seus clientes sobre possíveis problemas que poderão surgir na rede predial (Santos, 2018).

A água subterrânea não pode ser considerada apenas como um reservatório de água para abastecimento, sendo necessário estabelecer uma gestão e proteção adequadas (Ribeiro e Cunha, 2010; Gorelick e Zheng, 2015; Jakeman *et al.*, 2016). No entanto, não existem critérios específicos para a qualidade da água subterrânea ao nível nacional ou mundial, uma vez que os aquíferos são de características regionais (Pereira, 2017). Em Portugal, a gestão dos recursos hídricos é garantida através da elaboração de Planos de Gestão das Regiões Hidrográficas (PGRH) e pela avaliação e proteção das massas de águas subterrâneas em risco, requisitos impostos pela Diretiva-Quadro da Água (DQA) (Diretiva n.º2000/60/CE, de 23 de outubro de 2000) (Hilaco, 2012; Brack *et al.*, 2017).

A DQA resultou da transposição para a ordem jurídica nacional da Diretiva n.º 2000/60/CE, de 23 de outubro de 2000, para a Lei da Água n.º 58/2005, de 29 de outubro, alterada e republicada pelo Decreto-Lei n.º 130/2012, de 22 de junho (Lei da Água) e por legislação complementar (Pereira, 2017). Este decreto é o principal instrumento para a gestão integrada dos recursos hídricos da União Europeia e veio estabelecer um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. Nesta diretiva, o Parlamento Europeu e o Conselho da União Europeia defendem que a “água não deve ser considerada como um produto comercial qualquer, mas como património que deve ser protegido, defendido e tratado como tal” (Diretiva n.º2000/60/CE; Hilaco, 2012).

A monitorização das captações é fundamental para se antecipar possíveis problemas e atuar de forma a prevenir ou evitar as suas consequências. Dependendo do tipo de captação (superficial ou subterrânea), zona geográfica e atividades envolvidas na área de implementação da mesma, ao nível das captações é essencial considerar os seguintes aspetos (Martins, 2014):

- Controlo do volume existente;
- Monitorização da qualidade da água;
- Controlo das atividades na envolvente;
- Condições meteorológicas.

No âmbito nacional, a legislação aplicada à monitorização da qualidade da água na origem é regida segundo o Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto, que contempla as normas de qualidade adaptadas aos vários tipos de água (Decreto-Lei n.º 236/98):

- a) Águas para suporte de vida aquícola;
- b) Águas balneares;
- c) Águas de rega;
- d) Águas para consumo humano, que se encontram divididas em três tipos:
 - i) Águas doces superficiais, destinadas à produção de água para consumo humano;
 - ii) Águas subterrâneas, destinadas à produção de água para consumo humano;
 - iii) Águas de abastecimento para consumo humano.

A legislação em Portugal para o controlo da qualidade da água destinada ao consumo humano é fixado pelo Decreto-Lei n.º 306/2007, de 27 de agosto (Decreto-Lei n.º. 306/2007), com as alterações introduzidas pelo Decreto-lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro (Decreto-Lei n.º. 152/2017), que vieram estabelecer novas obrigações para as Entidades Gestoras (EG), para as Autoridades de Saúde (AS) e para a Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos (ERSAR) (Santos, 2018; Pires, 2020). Esse controlo é efetuado por um conjunto de ações de avaliação da qualidade realizadas pelas EGs do SAA, em conformidade com normas estabelecidas e boas práticas, nomeadamente (Simas *et al.*, 2005; Bartram, 2009):

- Minimização da contaminação nas origens da água;
- Redução ou remoção da contaminação durante o processo de tratamento;
- Prevenção de pós-contaminação durante o armazenamento e a distribuição.

Para além disso, os Decreto-Lei anteriormente referidos estabeleceram que o regime da qualidade da água subterrânea para consumo humano tem como objetivo assegurar a proteção da saúde humana contra efeitos nocivos, assim como, a universalidade do acesso à água (Decreto-Lei nº. 306/2007; Decreto-Lei nº. 152/2017).

As EGs devem disponibilizar água devidamente controlada, em qualidade e quantidade que satisfaça as necessidades básicas da população, sendo que, estas se dividem em sistemas em alta e em baixa (Melo, 2018; Santos, 2018).

A empresa Águas do Norte integra aos dois sistemas, no entanto este estágio foi realizado na parte das EGs em baixa. Assim sendo, a EG em baixa é definida no supracitado Decreto-Lei, como sendo a entidade responsável por um sistema destinado ao armazenamento, à elevação e à distribuição de água para consumo público aos sistemas prediais (Melo, 2018).

O Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR), criado em 1997 pelo Decreto-Lei n.º 230/97, de 30 de agosto, assumiu a responsabilidade de entidade reguladora desses serviços, tendo sido adaptado para ERSAR, em 2009 (Martins, 2014). Esta tem a responsabilidade de disponibilizar toda a informação fornecida pela EG ao público e assegurar as condições de igualdade e transparência no acesso e no exercício da atividade dos serviços de águas e resíduos (Decreto-Lei nº. 306/2007). Para tal, as EGs devem garantir a realização de controlos suplementares de substâncias e/ou microrganismos para os quais não tenham sido fixados os valores paramétricos, se existir razões para suspeitar da sua presença (Paulos, 2008). Os valores paramétricos são determinados pela AS, após serem transmitidos pela EG e pela ERSAR.

No âmbito da legislação em vigor, a AS exerce funções no âmbito da Saúde Pública, em particular no caso dos sistemas municipais ou particulares, pelo delegado regional de saúde ou pelo representante designado para o concelho, assim como, assegura de forma regular e periódica a vigilância sanitária da qualidade da água fornecida pelas EGs (Martins, 2014). A vigilância sanitária inclui a realização de controlos às instalações técnicas do SAA, assim como análises complementares ao Programa de Controlo da Qualidade da Água (PCQA) e de outras ações consideradas necessárias para a avaliação da qualidade da água e de riscos para a saúde humana (Paulos, 2008).

Os incumprimentos dos valores paramétricos estabelecidos no anexo I do decreto-lei atual devem ser comunicados de forma a proceder à sua avaliação, até ao final do dia útil seguinte àquele em que se obteve o conhecimento da ocorrência (Anexo

l). Posteriormente, deve identificar-se a causa e adotar medidas corretivas necessárias para restabelecer a qualidade da água (Decreto-Lei nº. 152/2017). No caso de incumprimento dos valores paramétricos da parte III e IV do anexo I do decreto-lei em vigor (parâmetros indicadores) (Anexo I), a AS deve, no prazo máximo de 5 dias úteis após ter tomado conhecimento, pronunciar-se junto das EGs sobre a existência de risco para a saúde humana. Posteriormente, devem ser definidas medidas corretivas para o restabelecimento da qualidade da água e das eventuais restrições do seu uso (Paulos, 2008).

Nas situações em que, apesar das medidas corretivas adotadas, o incumprimento persista, a ERSAR em colaboração com as EGs pode investigar as respetivas causas. Para além disso, podem ser tomadas medidas excecionais, caso a AS verifique que existe riscos para a saúde humana, nomeadamente, a restrição ou proibição do abastecimento (Melo, 2018).

Para garantir a melhor qualidade possível, a Águas do Norte tem dois planos de controlo que são um instrumento de gestão da qualidade. Cada um dos planos tem um papel específico (Santos, 2018):

- Plano de Controlo da Qualidade da Água (PCQA), que tem como objetivo verificar o nível de qualidade da água para consumo humano em toda a extensão do sistema de abastecimento e detetar atempadamente possíveis anomalias, de modo a permitir a implementação de medidas preventivas eficazes (Simas *et al.*, 2005).
- Plano de Controlo Operacional (PCO), que tem como objetivo avaliar o comportamento do armazenamento e da rede, incidindo a vigilância nos parâmetros operacionais.

A implementação do PCQA deve ter em consideração os termos definidos no Anexo III do Decreto-lei n.º 152/2017, de 7 de dezembro, apresentando 5 fases sobre a qual cada EG tem que se submeter (Decreto-Lei nº. 152/2017):

- 1) Criar um plano público, que seja aprovado pela ERSAR, até 30 de setembro;
- 2) Implementação do PCQA, sendo que qualquer alteração deve ser comunicada à ERSAR;
- 3) Detecção de qualquer incumprimento;
- 4) Comunicar à AS os incumprimentos que representem um perigo para a saúde pública;

- 5) Comunicação dos resultados à ERSAR (início do ano seguinte àquele a que dizem respeito os resultados).

O requerimento para a aprovação do PCQA é apresentado na plataforma PCQA-online, acessível através do portal.ersar.pt. Se a ERSAR não se pronunciar durante 45 dias, a contar a partir do dia 30 de setembro, considera-se que o plano foi aprovado. Caso não seja, as EGs não estão dispensadas de realizar o controlo da qualidade. A EG tem até ao dia 30 de março do ano seguinte para enviar à ERSAR os resultados da verificação da qualidade obtidos no ano civil transato.

Para cada plano são definidos parâmetros, que podem variar entre EGs e entre zonas de abastecimento (ZAs). São organizados em 3 grupos de acordo com o que se pretende analisar (microbiológicos, químicos e indicadores). As frequências mínimas de amostragem estão relacionadas com o volume de água fornecida (Santos, 2018).

Os controlos de rotina (CR) (1 e 2) têm como objetivo fornecer regularmente informações sobre a qualidade organolética e microbiológica da água destinada ao consumo humano, bem como a eficiência dos tratamentos existentes, especialmente a desinfecção. O controlo de inspeção (CI) tem como objetivo obter as informações necessárias para verificar o cumprimento dos valores paramétricos definidos na legislação, estando incluídos neste controlo todos os parâmetros analíticos legislados (Mendes e Santos, 2004; Afonso, 2013).

A recolha de amostras para análise devem ser efetuadas na torneira do consumidor, preferencialmente espaços públicos (restaurantes, cafés, escolas, entre outros) (Medina, 2015). No entanto, ao longo da rede podem existir diversos pontos críticos, nomeadamente (Santos, 2018):

- Zonas de baixo consumo: locais onde a água permanece estagnada, podendo favorecer o desenvolvimento de microrganismos;
- Zonas de fim de linhas: zonas onde a água tem tendência a permanecer mais estagnada, provocando o desenvolvimento de microrganismos e acumulação de sedimentos;
- Zonas com condutas antigas: a rede de distribuição pode estar a degradar-se, favorecendo o desenvolvimento de microrganismos e uma deposição de substâncias químicas, provocando problemas na qualidade da água.

No fim de todas as análises, deve apresentar-se um cronograma da amostragem, onde deve ser incluído, os pontos de amostragem devidamente

identificados e as datas exatas da colheita. Para além disso, no SAA em baixa a frequência de amostragem é fixada em função do volume de água fornecida e da população em cada ZA (Afonso, 2013).

(1) Ponto de Amostragem (PA)

A verificação da qualidade da água e do cumprimento dos valores paramétricos deve ser efetuado à saída da torneira do consumidor. Consequentemente, locais como furos, estações elevatórias, estações de tratamento de água, reservatórios ou bocas de incêndio não podem ser considerados como PA (Decreto-Lei nº. 152/2017). Assim sendo, as EGs devem incluir no cronograma do PCQA casas particulares, edifícios públicos, escolas, lares, restaurantes e cafés. Para selecionar os PAs em cada ZA deve ter-se em consideração a representatividade das amostras recolhidas relativamente à qualidade da água, assim como, as características da rede, dimensão e traçado, estações elevatórias, reservatórios e pontos de reclusão (Decreto-Lei nº. 306/2007; Decreto-Lei nº. 152/2017).

Em conclusão, os PAs devem ser inseridos tanto em zonas com grande densidade demográfica como nos fim de linha. Para além disso, se ao longo da rede existir mais que um reservatório, os pontos devem ser escolhidos de forma a permitir o controlo da qualidade distribuída por cada um deles (Afonso, 2013).

(2) Frequência e Parâmetros a analisar

Segundo o Decreto-Lei nº.152/2017, de 7 de dezembro, estabelece-se a frequência mínima de recolhas para cada tipo de controlo, após se definir as ZAs e indicar os volumes diários, assim como a população a ser servida (Afonso, 2013; Decreto-Lei nº. 152/2017).

(3) Zona de Abastecimento (ZA)

Segundo o artigo 2º, do Decreto-Lei atual, a ZA é a área geográfica na qual se pode considerar que a água distribuída tem uma qualidade uniforme, independentemente do número de origens. Considerando que existem várias origens é sempre necessário um ponto de mistura antes da distribuição (Simas *et al.*, 2005). Assim

sendo, a definição das ZAs é o primeiro passo para a elaboração do PCQA, pois determina os restantes (Decreto-Lei nº. 152/2017). A definição correta da ZA só é possível através da indicação das origens (subterrânea), do tratamento e da rede de distribuição (Afonso, 2013).

As EGs devem realizar, em conjunto com o PCQA, um PCO. O PCO é um controlo feito segundo cada EG, isto é, cada entidade deve analisar e encontrar a melhor forma de fazer uma verificação complementar da qualidade, tendo em conta as características da rede e da água (Anexo II) (Santos, 2018).

As análises do controlo da qualidade da água só podem ser realizadas por laboratórios de análise considerados aptos pela ERSAR, sendo que esta divulga uma lista de laboratórios acreditados (Paulos, 2008). Os laboratórios devem manter um sistema de controlo da qualidade analítica devidamente documentado e atualizado que é supervisionado regularmente pela ERSAR, em articulação com o Instituto Português de Acreditação (IPAC) (Afonso, 2013).

O artigo 17º afirma que as EGs em baixa devem publicar trimestralmente na sua página online a informação resultante da implementação do PCQA, no prazo máximo de 30 dias úteis, após o término do trimestre a que diz respeito (Melo, 2018). Na divulgação trimestral dos resultados deve constar a informação, no mínimo, por parâmetro e por ponto de entrega ou ZA (Paulos, 2008).

Por fim, segundo o artigo 15º do Decreto-Lei atual, os resultados da verificação da qualidade obtidos pelo PCQA aprovado devem ser comunicados pelas EGs à ERSAR até 30 de março do ano seguinte àquele a que diz respeito, por via eletrónica e no formato por esta definido (Decreto-Lei nº. 152/2017; Melo, 2018).

1.3. Microrganismos e Elementos Químicos com possível ocorrência na Água

1.3.1. Coliformes e *Escherichia coli* (*E. coli*)

A água serve de veículo para vários agentes biológicos e químicos, independentemente da origem ser superficial ou subterrânea (Odonkor e Ampofo, 2013; Silva *et al.*, 2017). Os agentes biológicos são, geralmente, microrganismos de origem entérica (animal ou humana) transmitidos pela rota fecal-oral (Nath, 2003; Warpala *et al.*, 2020), que originam diversas doenças, como diarreia, infeções intestinais e doenças gastroentéricas (Edessa *et al.*, 2017; Stolf e Molz, 2017).

A avaliação da qualidade microbiológica tem um papel extremamente importante, devido ao elevado número e diversidade de microrganismos patogénicos presentes na água (Silva *et al.*, 2017). Podendo existir um aumento dessas células bacterianas devido à degradação de nutrientes biodegradáveis, como nutrientes lixiviados provenientes dos materiais existentes na rede, nomeadamente, os tubos e reservatórios (Farhat *et al.*, 2020). O crescimento bacteriano depende da quantidade de nutrientes disponíveis, resíduos oxidantes, presença de corrosão e condições operacionais (Liu *et al.*, 2016; Prest *et al.*, 2016). Esse crescimento é facilmente controlado recorrendo à desinfecção, que permita manter uma concentração residual ao longo da rede (Edberg *et al.*, 2000; Farhat *et al.*, 2020). No entanto, a presença de bactérias não é por si só um indicador de risco para a saúde pública (Prest *et al.*, 2016).

A monitorização da água utilizando organismos indicadores tornou-se essencial para controlar a qualidade (Invik *et al.*, 2017; Shen *et al.*, 2019; Gurgel *et al.*, 2020). Destaca-se os coliformes totais e a *Escherichia coli*, pois estes microrganismos são abundantes em fezes (humanas e de animais) e facilmente detetáveis, nomeadamente, através do método *Colilert-18* (Figura 11) (Feng *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2017). As vantagens da utilização deste método são a necessidade de pouco material (uma incubadora e luz ultravioleta), assim como a rapidez da análise, que permite ajustar o tratamento antes que a água chegue ao consumidor (Silva *et al.*, 2017).



Figura 11 Kit da IDEXX Laboratories para a deteção de coliformes totais e da *Escherichia coli*, juntamente, com o reagente utilizado o ortonitrofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) em conjunto com o 4-metilumbeliferil- β -D-glucuronídeo (MUG)) e a *Quanti-Tray* com os 51 poços discretos. Fotografia de Ana Raquel Magalhães.

Os coliformes são um subgrupo da família *Enterobacteriaceae* dividido em coliformes totais e fecais ou termotolerantes, amplamente distribuídos pelo intestino de

seres humanos e animais de sangue quente (Feng *et al.*, 2002; Clarke *et al.*, 2017). Os coliformes totais são bactérias gram-negativas, não esporuladas, aeróbias ou anaeróbias facultativas (Tominaga, 2019; Gurgel *et al.*, 2020). Capazes de fermentar lactose (Medina, 2015; Shen *et al.*, 2019), quando incubadas a 37°C por 24 a 48 horas na presença de oxigénio (Stolf e Molz, 2017). Enquanto os coliformes fecais apresentam a capacidade de fermentar a lactose à temperatura de 44 a 45°C em 24 horas, sendo a *E. coli* a principal representante (Oliveira, 2013; Medina, 2015).

A *E. coli* foi introduzida na bacteriologia da água, pois é um excelente marcador de poluição fecal e não por causa da patogenicidade intrínseca (Warpala *et al.*, 2020). Geralmente, quando esta se encontra na amostra também surgem outras bactérias entéricas patogénicas, como *Shigella* e *Salmonella* spp. (Feng *et al.*, 2002; Hunter, 2003). Este tipo de coliformes são bacilos gram-negativos móveis, anaeróbios facultativos e não formam esporos. Normalmente, fermentam a lactose ou dão uma reação positiva de ortonitrofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) (Hunter, 2003; Santarella-Mellwig *et al.*, 2013; Medina, 2015). A *E. coli* é uma bactéria neutrófila e mesófila, isto é, desenvolve-se a pH neutro a temperaturas entre os 20 e 45°C e apresenta um crescimento ótimo entre 30 e 40°C (Hughes *et al.*, 2007). Contudo, também pode crescer em meio ácido ou básico, com valores de pH a variar entre 4,4 e 9,0 E. Sorensen (Oliveira, 2013).

Este microrganismo consegue sobreviver na água ou fora do hospedeiro entre 4 a 12 semanas, dependendo das condições ambientais. No entanto, apenas tem a capacidade de se reproduzir no intestino do hospedeiro (Edberg *et al.*, 2000; Gurgel *et al.*, 2020).

A contaminação fecal da água causa diversas doenças, nomeadamente, diarreia aguda, dores abdominais, cólera, hepatite A, febre tifoide e paratifoide, parasitoses, febres altas, gastroenterite, disenteria, bacteriemia, infeções do trato urinário, enterite hemorrágica e síndrome hemolítica urémica (Hunter, 2003; Medina, 2015; Silva *et al.*, 2017; Clarke *et al.*, 2017; Gurgel *et al.*, 2020; Warpala *et al.*, 2020).

1.3.2. Alumínio

O alumínio (Al) é um metal branco acinzentado, leve e sem odor, que foi descoberto pelo pesquisador Hans Christian Oersted, em 1825 (Frank *et al.*, 2000; Figueiredo, 2004). Este é o elemento metálico mais abundante no planeta e o terceiro elemento mais abundante na crosta terrestre (cerca de 8%) (Colomina e Peris-Sampedro, 2017; Alabi e Adeoluwa, 2020). O seu principal mineral é a bauxita (99%),

a partir do qual são produzidos a alumina e o hidróxido de alumínio (Figueiredo, 2004; Krewski *et al.*, 2007; Bakar *et al.*, 2010). O metal de número atômico 13 pertence ao grupo 3A da tabela periódica e tem densidade de 2,7 g/cm³ (Rosalino, 2011).

A evolução da biota ocorre sem a presença de alumínio, pois este não apresenta funções fisiológicas nos organismos (Kawahara *et al.*, 2007; Colomina e Peris-Sampedro, 2017), pelo contrário encontra-se inserido no grupo das neurotoxinas (Campos *et al.*, 2017; Stahl *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2020). Assim sendo, o nível máximo deste contaminante na água é 200 µg/L (Anexo I) (Decreto-Lei nº. 152/2017).

O alumínio é influenciado pelo pH, temperatura, salinidade e a presença de diferentes ligantes, como sulfatos e matéria orgânica (Figueiredo, 2004). É anfotérico, porque a sua solubilidade é baixa com um pH neutro (5,5 a 6), mas com o aumento ou diminuição do pH a solubilidade aumenta consideravelmente na água (Rosalino, 2011; Farhat e Ali, 2020).

O Al surge no meio ambiente através de erupções vulcânicas, erosão do solo (Rosalino, 2011) e atividades humanas, principalmente, através da indústria, pois este é adicionado a diversos produtos, nomeadamente, cosméticos, pasta de dente, desodorizantes antitranspirantes e medicamentos (Mohammad *et al.*, 2011; Colomina e Peris-Sampedro, 2017; Klotz *et al.*, 2017).

A partir do século XIX ou “Era do Alumínio”, este elemento foi encontrado e extraído de rochas devido às suas propriedades físicas e químicas, como baixa gravidade, ductilidade, maleabilidade, refletividade, alta condutividade elétrica, alta resistência à tração e à corrosão (Rosalino, 2011; Stahl *et al.*, 2017). As suas ligas começaram a ser utilizadas na construção de edifícios, fabrico de automóveis e aeronaves, materiais de armazenamento e embalagens, equipamentos elétricos e utensílios de cozinha (Figueiredo, 2004; Farhat e Ali, 2020; Cruz *et al.*, 2020; Alabi e Adeoluwa, 2020). Entre janeiro de 2015 e setembro de 2017 foi produzido um total de 327.156 mil toneladas métricas de alumina e 163.464 toneladas métricas de alumínio metálico no mundo (Niu, 2018). Em 2017, aproximadamente 64 milhões de toneladas de alumínio em todo mundo (Tietz *et al.*, 2019).

Apesar de se encontrar, naturalmente, na água e nos alimentos, o processamento, armazenamento, produção de utensílios e a utilização em conservantes, corantes, antiaglomerantes, emulsificantes e fermentos em pó resulta no aumento da exposição humana ao metal (Stahl *et al.*, 2017; Niu, 2018; Farhat e Ali, 2020; Alabi e Adeoluwa, 2020). Para além disso, o Homem é exposto ao Al por meio de diferentes fontes, nomeadamente, utilização do hidróxido de alumínio em produtos farmacêuticos e de higiene pessoal e exposição a fluídos de diálise contendo alto teor

deste metal (Krewski *et al.*, 2007; Crisponi *et al.*, 2013; Mardini *et al.*, 2014; Soltani *et al.*, 2017; Tietz *et al.*, 2019).

Para finalizar, uma das principais fontes de exposição humana é a água potável, pois o Al é muito biodisponível na água facilitando a sua absorção, transporte, metabolização e efeito tóxico nos seres vivos (Willhite *et al.*, 2014; Niu, 2018). Quando este se encontra dissolvido pode ser classificado em altamente reativo, devido ao complexo inorgânico, e não reativo quando ligado a complexos inorgânicos (Sieliechi *et al.*, 2010). A presença de alumínio residual na água tratada leva ao aumento da turbidez e à diminuição da eficiência do processo de desinfecção e da capacidade hidráulica, assim como à formação de microflocos (Rosalino, 2011; Silva *et al.*, 2020). Estes vão originar biofilmes que podem causar a alteração do caudal devido ao desprendimento, afetando a qualidade organolética da água (Sieliechi *et al.*, 2010).

Este metal entra no organismo humano pelo trato gastrointestinal, sendo maioritariamente dissolvido no estômago quando o pH está extremamente baixo (Sieliechi *et al.*, 2010). Contudo, existe uma barreira efetiva nessa parte do corpo que impede a absorção do Al ingerido, acabando por ser eliminado, quase na totalidade, nas fezes e urina (Figueiredo, 2004; Colomina e Peris-Sampedro, 2017; Tietz *et al.*, 2019). A toxicidade aguda no Homem é baixa, pois este tolera até 7,2 mg/dia de Al (Rosalino, 2011; Klotz *et al.*, 2017; Tietz *et al.*, 2019). Assim, os efeitos observados são, maioritariamente, consequência da toxicidade crónica. Os primeiros efeitos observados são nos ossos de pacientes renais crónicos que requerem diálise e em pacientes com permeabilidade intestinal, em que era administrado antiácido prolongadamente (Rosalino, 2011; Crisponi *et al.*, 2013; Chappard *et al.*, 2016; Meira *et al.*, 2018). O consumo em grandes quantidades pode originar diversos efeitos nocivos, como ulcerações de lábios e boca, diminuição da função intelectual, mudanças de personalidade e no humor, anemia microcítica e hipocromática, osteoperose e osteomalacia, distúrbios motores, ataques epiléticos, encefalopatia e paragem cardíaca (Krewski *et al.*, 2007; Crisponi *et al.*, 2013; Stahl *et al.*, 2017; Farhat e Ali, 2020; Silva *et al.*, 2020).

Segundo investigações da OMS, existe a possibilidade de o alumínio estar associado a diversas doenças neurodegenerativas, tais como o Alzheimer, Parkinson, esclerose múltipla, demência por diálise, esclerose lateral amiotrófica, entre outras (Sieliechi *et al.*, 2010; Kawahara e Kato-Negishi, 2011; Campdelacreu, 2014; Campos *et al.*, 2017; Soltani *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2020). A encefalopatia é dos principais sintomas que demonstra que o Al consegue acumular-se no cérebro e induzir a degeneração neurofibrilar e morte neuronal (Rosalino, 2011).

O Alzheimer é um tipo de demência caracterizado pela perda de memória, défice cognitivo e comportamental, que surge lentamente ao longo do tempo (Stahl *et al.*, 2017; Cruz *et al.*, 2020). Esta doença é responsável por mais de 80% dos casos de demência em idosos (Colomina e Peris-Sampedro, 2017). A elevada concentração de Al no cérebro, pode estar associada ao processo natural de envelhecimento ou a uma consequência do Alzheimer, pois existe a barreira hematoencefálica, que dificulta a migração de substâncias externas da corrente sanguínea para o cérebro (Figueiredo, 2004). Segundo Colomina e Peris-Sampedro (2017), existem dois mecanismos que podem permitir a entrada do Al no cérebro. O primeiro é através do sangue, pois a transferrina pode mediar o seu transporte através da barreira hematoencefálica por endocitose mediada por recetores de transferrina. O segundo mecanismo é pelo transporte de citrato através da barreira hematoencefálica, pois a concentração de citrato no líquido cefalorraquidiano é muito superior à de transferrina (Sieliechi *et al.*, 2010).

Por fim, no início da década de 70, observou-se que pacientes submetidos a diálise desenvolveram uma síndrome, provocada por altos níveis de Al no dialisato e uso de ligantes de fosfato à base de Al, conhecida como “Demência da Diálise” ou Encefalopatia por Diálise (Rob *et al.*, 2001; Figueiredo, 2004; Jabbari e Vaziri, 2018). Esta síndrome é caracterizada pela alteração do comportamento, desorientação, distúrbio na fala, náuseas, contrações musculares, cefaleia e convulsões (Seifter e Samuels, 2011; Rizzo *et al.*, 2012). Vários estudos indicam que existe efeitos no cérebro devido ao consumo de alimentos e água com elevado teor de alumínio (Bakar *et al.*, 2010).

1.3.3. Arsénio

A contaminação ambiental e a exposição humana a metais pesados são um problema em todo o planeta, devido aos seus efeitos nocivos para o ser humano (Bamuwanye *et al.*, 2017). Estes metais acumulam-se no meio ambiente devido a resíduos industriais, mineração e atividades agrícolas (Reza e Singh, 2010; Su, 2014; Zeitoun e Mehana, 2014), levando ao aumento do nível de exposição e risco para a saúde pública (Sarkar e Paul, 2016; Hu *et al.*, 2019).

O As é o vigésimo elemento mais abundante na crosta terrestre e o décimo segundo elemento mais abundante no corpo humano (Kartinen Jr e Martin, 1995; Uppal *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019). As águas naturais têm teores residuais de arsénio, mas em águas subterrâneas os teores podem atingir 10 mg/L (Afonso, 2013). O elemento de

número atômico 33 surge como um sólido cristalino duro e quebrável, com uma coloração cinza-prata (Zakhar *et al.*, 2018). Para além disso, tem peso atômico de 74.9 g/mol e a gravidade específica é de 5.73 g/cm³ (Alka *et al.*, 2020). Este é a substância metaloide mais preocupante na água potável devido à sua alta toxicidade e frequente ocorrência no meio ambiente, ameaçando mais de 150 milhões de pessoas em todo o mundo (Zakhar *et al.*, 2018; Hu *et al.*, 2019; Mishra *et al.*, 2019; Nguyen *et al.*, 2020). Consequentemente, foi classificado pela Agência Internacional de Pesquisa do Cancro (IARC) como carcinogénico do grupo 1 devido à sua elevada toxicidade (Islam *et al.*, 2016; Ociński *et al.*, 2016), e desta forma, a OMS estabeleceu, em 1993, que o nível máximo deste contaminante na água é de 10 µg/L (Anexo I) (Decreto-Lei nº. 152/2017; Ahmad e Bhattacharya, 2019; Uppal *et al.*, 2019; Alka *et al.*, 2020). As regiões mais afetadas pela poluição por arsénio encontram-se na Ásia, destacando o Bangladesh, Índia, Nepal e Vietname, em que a sua concentração comum nas áreas afetadas é de 200 a 500 µg/L (Nguyen *et al.*, 2020). No Bangladesh, aproximadamente 85 milhões de pessoas correm o risco de beber água contaminada proveniente de 2 milhões de poços que fornecem água com concentração superior a 50 µg/L As (Islam, 2015).

Cerca de 70% do As é excretado pela urina na forma orgânica e inorgânica, sendo que a primeira tem um processo de excreção mais curto que a segunda (Thirunavukkarasu *et al.*, 2014; Abdul *et al.*, 2015). As formas inorgânicas são o arsenato (forma pentavalente (As (V)) e o arsenito (forma trivalente (As (III))), em que o arsenito é cerca de dez vezes mais tóxico, solúvel e móvel que o arsenato (Wang e Mulligan, 2006; Davis *et al.*, 2017; Rasheed *et al.*, 2018). Para além disso, as formas de As inorgânico são as mais prováveis de surgir em concentrações elevadas no meio aquático, dependendo do pH e do potencial de oxidação da água (Kartinen Jr e Martin, 1995; Thirunavukkarasu *et al.*, 2014; Zakhar *et al.*, 2018). Geralmente, manifesta-se na forma de arsenato em ambientes com condições aeróbias e arsenito em ambientes com condições anaeróbias moderadamente redutoras, como águas subterrâneas (Viraraghavan *et al.*, 1999; Alka *et al.*, 2020).

A contaminação da água por As é prevalente em vários países devido a atividades naturais, como erosão do solo/rochas, atividade vulcânica e fontes termais, e atividades antropogénicas, tais como mineração, metalúrgica, agricultura, aplicação de herbicidas e pesticidas, preservação da madeira, combustão de combustível fóssil e exploração de água subterrânea (Wang e Mulligan, 2006; Hong *et al.*, 2014; Islam *et al.*, 2016; Zakhar *et al.*, 2018; Uppal *et al.*, 2019; Nguyen *et al.*, 2020). Nas águas subterrâneas o arsénio prevalece na sua forma inorgânica, sendo aproximadamente 95% do As total existente (Chen *et al.*, 2016). A maioria dos compostos de As são

inodoros, insípidos e solúveis em água, tornando a sua ingestão indetetável e os efeitos crónicos mais prováveis de ocorrer (Wang e Mulligan, 2006; Hu *et al.*, 2019).

Os efeitos do arsénio no corpo humano são amplamente distribuídos, afetando o sistema tegumentar, nervoso, endócrino, respiratório, cardiovascular, imunológico, gastrointestinal, renal, hepático e reprodutor (Singh *et al.*, 2007; Islam *et al.*, 2016; Zakhar *et al.*, 2018; Alka *et al.*, 2020). Os sintomas clínicos variam de acordo com tipo de exposição, sendo que a exposição aguda origina o desenvolvimento muito rápido de danos nos órgãos, podendo levar à morte, e a exposição crónica, geralmente, induz o aparecimento de tumores (Abdul *et al.*, 2015).

As manifestações iniciais de exposição crónica por As surgem no sistema tegumentar (pele, cabelo e unhas) originando a arsenicose, melanose no tronco e extremidades do corpo, queratose nas palmas das mãos e nas plantas dos pés, hiperpigmentação, leucomelanose alopecia e formação de linhas brancas distintas nas unhas (*Mee's lines*) (Ratnaike, 2003; Singh *et al.*, 2007; Mazumder, 2008; Das e Sengupta, 2008; Martin e Griswold, 2009; Fernández-Luqueño *et al.*, 2013).

Os efeitos neurológicos da exposição aguda são mais graves e duradouros do que a exposição crónica, uma vez que a primeira afeta o sistema nervoso central e periférico, e a segunda afeta o sistema nervoso periférico (Chakraborti *et al.*, 2017). Para além disso, o As pode acumular-se na hipófise, pois possui a capacidade de atravessar facilmente a barreira hematoencefálica, afetando de igual forma o sistema endócrino e provocando danos nos nervos (Abdul *et al.*, 2015; Ahmad e Bhattacharya, 2019). Os nervos sensoriais são mais sensíveis a este metal do que os nervos motores, do mesmo modo que, os neurónios com axónios mais longos são mais afetados do que os com axónios curtos (Rodríguez *et al.*, 2003). Alguns dos sintomas no diagnóstico incluem neuropatia periférica (parestesia e dormência dos membros) devido à diminuição das capacidades dos neurónios para eliminar espécies reativas de oxigénio (ROS), assim como, dores de cabeça, diminuição da visão, audição e libido, distúrbios do sono, alucinações, falta de concentração e ansiedade, depressão, irritabilidade, cefaleia, convulsões, tremores e coma (Mazumder, 2008; Abdul *et al.*, 2015; Chakraborti *et al.*, 2017). Nos sobreviventes pode observar-se depressão da medula óssea, hemólise, hepatomegalia, polineuropatia e encefalopatia (Järup, 2003; Ratnaike, 2003).

A inalação de poeiras ou vapores de As pode provocar complicações como tosse crónica, sons no peito, falta de ar, bronquite crónica, fibrose pulmonar, doença pulmonar obstrutiva, doença pulmonar intersticial e tuberculose pulmonar (Milton e Rahman, 2002; Singh *et al.*, 2007; Hays *et al.*, 2008; Fernández-Luqueño *et al.*, 2013; Ferrario *et al.*,

2016). No entanto, em casos de exposição aguda pode ocorrer insuficiência respiratória e edema pulmonar (Ratnaike, 2003).

Os efeitos do arsénio no sistema cardíaco são: lesões do miocárdio, arritmias cardíacas, cardiomiopatia, doença vascular periférica, arteriosclerose, aterosclerose da carótídea, doença da artéria coronária, doença cardíaca isquémica, diabetes *mellitus*, acidente vascular cerebral e enfarte do miocárdio (Ratnaike, 2003; Hays *et al.*, 2008; Martin e Griswold, 2009; Alamolhodaei *et al.*, 2015; Chakraborti *et al.*, 2017). Uma exposição a longo prazo induz a Doença do Pé Negro, que é uma doença arterial periférica caracterizada pela aterosclerose sistémica grave, gangrena seca e amputações espontâneas das extremidades afetadas (Ratnaike, 2003; Mazumder, 2008). No sangue, o As liga-se principalmente à hemoglobina, acumulando-se nos eritrócitos, induzindo um efeito citotóxico ou hemolítico e supressão da eritropoiese (Martin e Griswold, 2009; Islam, 2015). Alguns sintomas que indicam a exposição ao As são o aparecimento de hemólise intravascular, depressão da medula óssea, leucemia, leucopenia, trombocitopenia, granulocitopenia grave, hemoglobinúria, pancitopénia grave e anemia, afetando de igual forma o sistema imunológico (Ratnaike, 2003; Abdul *et al.*, 2015; Ferrario *et al.*, 2016; Chakraborti *et al.*, 2017). Assim sendo, o arsénio induz o arredondamento rápido dos macrófagos e perda da sua capacidade de adesão, assim como a produção de óxido nítrico que prejudica o processo de fagocitose (Islam, 2015). Para além disso, o As inibe a maturação de monócitos em macrófagos e o desenvolvimento, ativação, proliferação e função dos linfócitos, aumentando a sensibilidade do organismo a infeções (Abdul *et al.*, 2015; Bellamri *et al.*, 2018).

Geralmente, a taxa de absorção do arsénio por via oral é cerca de 90% (Hong *et al.*, 2014), provocando diversos efeitos agudos, nomeadamente, dores abdominais leves a intensas, perda de apetite, salivação excessiva e danos capilares submucosos, dificuldade em engolir e sede, náuseas e vômitos, queimaduras nos lábios, cólicas abdominais, desidratação, diarreia grave, pressão arterial anormalmente baixa e convulsões (Viraraghavan *et al.*, 1999; Ratnaike, 2003; Martin e Griswold, 2009; Uppal *et al.*, 2019). Aquando de uma exposição grave pode ocorrer uma gastroenterite hemorrágica e a morte, devido a uma desidratação grave por perda elevada de fluídos, esofagite, gastrite e esteatose hepática (Ratnaike, 2003; Chakraborti *et al.*, 2017). Se a exposição for crónica os sintomas observados são: esofagite leve, gastrite ou colite, dor abdominal, anorexia e má absorção, podendo, no entanto, não existir manifestação de qualquer efeito (Chakraborti *et al.*, 2017).

Os sintomas clínicos associados ao fígado são a hemorragia de varizes esofágicas, ascites, icterícia, alargamento do fígado e aparecimento de elevados níveis

de enzimas hepáticas no sangue (Abdul *et al.*, 2015). Porém, em situações de toxicidade grave pode ocorrer fibrose hepática, fibrose portal não cirrótica e cirrose (Mazumder, 2008; Islam, 2015). Uma vez que, grande parte do arsénio é eliminado pela urina, há acumulação deste nos rins provocando necrose tubular aguda, proteinúria, albuminúria, nefrite intersticial tubular e atrofia, e perda glomerular (Fernández-Luqueño *et al.*, 2013; Abdul *et al.*, 2015).

A exposição ao arsénio durante a gravidez é particularmente preocupante devido à vulnerabilidade do feto e à capacidade do As inorgânico atravessar a barreira placentária (Ferrario *et al.*, 2016). Essa exposição durante a gravidez e a sua acumulação no feto pode originar complicações graves, incluindo malformações, defeitos congénitos, nascimento prematuro, abortos espontâneos e morte fetal (Smith e Steinmaus, 2009; Fernández-Luqueño *et al.*, 2013; Hong *et al.*, 2014; Abdul *et al.*, 2015; Chakraborti *et al.*, 2017). Também, pode afetar o feto ao nível do sistema urinário através da distribuição dos metabolitos no organismo, induzindo respostas inflamatórias placentárias comprometendo o sistema imunológico e provocando infeções no trato respiratório (Hong *et al.*, 2014; Ferrario *et al.*, 2016).

O desenvolvimento de cancros e/ou tumores, na pele, pulmão, fígado, vesícula biliar, rim, bexiga e próstata, são dos efeitos mais comuns associados à exposição crónica ao arsénio (Islam *et al.*, 2016; Ahmad e Bhattacharya, 2019; Hu *et al.*, 2019; Uppal *et al.*, 2019; Alka *et al.*, 2020).

1.3.4. Ferro e Manganês

O ferro (Fe) e o manganês (Mn) são nutrientes essenciais e desempenham diversas funções fisiológicas e biológicas no corpo humano (Hejna *et al.*, 2018; Kohzadi *et al.*, 2019). O Fe participa na produção da proteína hemoglobina, síntese de DNA, processos enzimáticos e produção de energia, enquanto que o Mn permite a produção de enzimas digestivas, absorção de nutrientes, cicatrização de feridas, desenvolvimento ósseo e defesa do sistema imunológico (Jamshaid *et al.*, 2018; Bjørklund *et al.*, 2020). No entanto, quando consumidos acima dos limites permitidos tornam-se tóxicos para os organismos, visto que induzem danos oxidativos e produção de ROS, peroxidação lipídica, disfunção mitocondrial, neurodegeneração e morte celular (Farina *et al.*, 2013; Frazer e Anderson, 2014; Saha *et al.*, 2017). Assim sendo, a OMS estabeleceu que o limite máximo de concentração na água para o Fe é 0,3 mg/L e para o Mn é 0,5 mg/L, contudo na União Europeia os limites são de 0,2 mg/L e 0,05 mg/L (Anexo I), respetivamente (Shaheen, 2015; Izah *et al.*, 2016; Decreto-Lei nº. 152/2017).

O Fe e o Mn são dos micronutrientes mais abundantes na crosta terrestre e pertencem ao grupo dos metais de transição (Fraga, 2005; Farina *et al.*, 2013). O Fe é um metal dúctil, maleável, de cor cinza prateado e é solúvel em água fria e quente, enquanto que o Mn é um elemento cinza-rosado, duro e muito quebradiço, difícil de fundir e fácil de oxidar, solúvel em água fria e quente (Marsidi *et al.*, 2018). Estes metais surgem, geralmente, associados e apresentam duas formas essenciais de oxidação, nomeadamente, a forma solúvel (Fe^{2+} e Mn^{2+}) e insolúvel (Fe^{3+} , Mn^{3+} e Mn^{4+}) (Melo, 2018). Quando estes elementos se encontram associados (Bjørklund *et al.*, 2020) são utilizados como oxidantes para limpeza, branqueamento, processo de desinfecção e na produção de Fe e ligas de aço (Izah *et al.*, 2016).

O Fe aparece naturalmente em solos e águas naturais, e é utilizado para a produção de aço, ligas metálicas, máquinas, veículos de transporte, edifícios, entre outras aplicações (Paulos, 2008; Jamshaid *et al.*, 2018; Melo, 2018). O Mn surge associado a outros minerais (óxidos, carbonatos e silicatos), e é utilizado na produção de ligas metálicas, vidro e cerâmica, adesivos, soldagem, tintas e vernizes, aditivos de gasolina, baterias, catalisadores, na agricultura (fertilizantes, fungicidas), agentes oxidantes para corantes, aromatizantes, tratamento de água, oxidantes na produção de cloro e oxigénio, desinfetante, como em algumas aplicações do permanganato de potássio (Sampaio *et al.*, 2008; Farina *et al.*, 2013; Medina, 2015).

A ocorrência destes metais na água advém da sua transferência pelo solo ou por fontes antropogénicas, como resíduos e efluentes industriais, lixiviados de aterros sanitários e minas, pesticidas, produtos químicos orgânicos, borracha, plásticos e madeira, revestimento de poços e componentes de bombas, tubos e reservatórios (Jamshaid *et al.*, 2018; Marsidi *et al.*, 2018). No entanto, a presença destes elementos na água depende da composição e temperatura da água, concentração de oxigénio, solubilidade dos compostos de Fe e Mn na água, valor do pH, potencial redox e presença de substâncias orgânicas e inorgânicas complexas (Barloková e Ilavský, 2010).

Quando presentes em elevadas concentrações na água potável, estes elementos podem provocar efeitos adversos, devido à oxidação do Fe(II) e Mn(II) e consequente formação de suspensões de hidróxido causando turvação e cor indesejável, assim como podem provocar precipitados no ponto do consumidor, provocando problemas em eletrodomésticos (Barloková e Ilavský, 2010; Marsidi *et al.*, 2018). Para além disso, podem originar o aparecimento de bactérias ferruginosas no sistema de abastecimento afetando a qualidade da água e provocando a diminuição do diâmetro ou corrosão da tubagem (Sieliechi *et al.*, 2010; Alvarez-Bastida *et al.*, 2018).

Por fim, estes metais podem conferir sabor amargo, metálico ou adstringente, odor e cor avermelhada (Fe) ou preta (Mn) à água, provocando manchas em roupas e louças, prejuízos económicos e problemas para a saúde humana (Shaheen, 2015; Melo, 2018).

São vários os efeitos adversos provocados no Homem pela exposição aos dois metais, como distúrbios respiratórios, asma, pneumonia, Parkinson, Alzheimer, doença de Huntington, manganismo, dificuldades na aprendizagem, problemas comportamentais e memória, doenças cardiovasculares e hepáticas, problemas endócrinos e de visão, hiperqueratose, alterações da pigmentação, vômito, diabetes *mellitus*, redução do crescimento e desenvolvimento, osteomalácia e morte (Farina *et al.*, 2013; Shaheen, 2015; Duck *et al.*, 2017; Soltani *et al.*, 2017; Hejna *et al.*, 2018; Chiou *et al.*, 2019; Hu *et al.*, 2019; Ghosh *et al.*, 2020).

O Fe existe no corpo humano, principalmente, na forma complexada ligada a proteínas (hemoproteínas), como a hemoglobina ou mioglobina, que são responsáveis pelo transporte do oxigénio na corrente sanguínea (Abbaspour *et al.*, 2014). Consequentemente, cerca de 65 a 70% do Fe está presente na hemoglobina dos eritrócitos, 20% encontra-se armazenado em macrófagos e hepatócitos e 10 a 15% atuam como cofator para várias proteínas (Frazer e Anderson, 2014). O seu principal efeito prejudicial é a anemia, que surge devido à baixa ingestão de Fe, aumento das necessidades de Fe durante o crescimento, a gravidez e o período de menstruação, e perda excessiva de sangue causada por infeções patológicas (Abbaspour *et al.*, 2014; Hejna *et al.*, 2018). Segundo a OMS, aproximadamente 2 mil milhões de pessoas são anémicas em todo o mundo e cerca de 50% das anemias são provocadas pela deficiência em ferro (Abbaspour *et al.*, 2014). Além disso, a deficiência em Fe pode provocar o aumento de captação de Mn, diminuir a função cognitiva e motora, aumentar a taxa de morbilidade e provocar diversas doenças, como colesterol, aterosclerose, osteoartrite, osteoporose, infertilidade e hipogonadismo (Paulos, 2008; Sieliechi *et al.*, 2010; Abbaspour *et al.*, 2014; Shaheen, 2015; Jamshaid *et al.*, 2018; Chiou *et al.*, 2019; Bjørklund *et al.*, 2020).

Para finalizar, o Fe pode provocar os seguintes sintomas adversos: acumulação de fluídos nos pulmões, respiração superficial, náuseas, vômito com sangue, prisão de ventre, dor de estômago, enjoo, gosto metálico na boca, dano hepático (cirrose), diarreia, fezes pretas e possivelmente com sangue, anorexia, acidose metabólica, congestão vascular do trato gastrointestinal, cérebro, baço e timo, lábios e unhas azuladas, palidez, desidratação, baixa pressão arterial, choque, insuficiência cardíaca, calafrios, convulsões, fraqueza, tonturas, sonolência, febre, dor de cabeça, depressão,

choque bifásico, coma e morte (Shaheen, 2015; Hejna *et al.*, 2018; Jamshaid *et al.*, 2018; Marsidi *et al.*, 2018).

Apesar do Mn ser fundamental para o crescimento e desenvolvimento saudável do Homem (Korkmaz *et al.*, 2019), a exposição crónica ao Mn pode resultar em manganismo (neurotoxicidade), um distúrbio neurológico caracterizado por anomalias psicológicas e neurológicas, semelhante ao Parkinson (Farina *et al.*, 2013; Alvarez-Bastida *et al.*, 2018). Durante esta condição, pode ocorrer a presença de bradicinesia e rigidez generalizadas, distonia, fraqueza, tremores, letargia, sonolência, propensão particular para cair para trás, ansiedade, gagueira, depressão e perda de memória, alucinações, perda de peso, marcha espástica, osteoporose e má formação óssea, dores musculares e articulares, paralisia e disfunção sexual (Takeda, 2003; Hejna *et al.*, 2018; Jamshaid *et al.*, 2018; Bjørklund *et al.*, 2020). Este elemento pode ainda provocar encefalopatia hepática crónica e distúrbios pulmonares, hepáticos e vasculares, incluindo um declínio da pressão arterial (Takeda, 2003; Marsidi *et al.*, 2018).

2. OBJETIVOS

O presente estágio passou pela realização das seguintes tarefas:

- (1) Recolha de amostras de água e, posterior, análise da qualidade (Coliformes totais, *Escherichia coli*, Alumínio, Arsénio, Ferro e Manganês);
- (2) Acompanhamento das equipas operacionais nas diversas tarefas diárias da distribuição e do tratamento efetuado às águas;
- (3) Obtenção de conhecimento elementares de gestão operacional da qualidade da água.

3. METODOLOGIA

O tratamento da água e a recolha das amostras foi efetuado num período de 8 meses de estágio em 62 reservatórios autónomos e fontanários, dividindo-se em 13 de Amarante, 15 de Baião e 34 de Celorico de Basto (Anexo II). Posteriormente, a análise dessas amostras foi efetuada no Laboratório Interno da empresa Águas do Norte no âmbito do PCO, em Amarante.

3.1. Tratamento da Água

As redes de distribuição têm como objetivo fornecer água sob pressão e com elevada qualidade à população (Nouri *et al.*, 2015). Para tal, após a captação de água em aquíferos subterrâneos e ainda antes de ser distribuída a água é sujeita a um tratamento que consiste, genericamente, na desinfecção e correção de pH (Melo, 2018). De acordo com Simas *et al.* (2005), os processos de tratamento das águas subterrâneas variam com a origem, os requisitos exigidos à água final, as condições físicas e económicas, flexibilidade do tratamento, o impacto ambiental, as características dos sistemas de distribuição e, principalmente, com a qualidade da água bruta captada (Pereira, 2017).

Segundo Marsidi *et al.* (2018), o principal objetivo do tratamento de água é reduzir a concentração de contaminantes físicos, químicos e biológicos presentes na água, minimizando o risco para o ser humano. A qualidade da água para consumo humano é avaliada, numa primeira fase, pelas suas qualidades organoléticas como a cor, turbidez, cheiro e sabor (Gutiérrez-Capitán *et al.*, 2019), seguindo-se, pelas análises físicas, químicas (Fe, Mn, substâncias tóxicas e contaminantes antropogénicos) e biológicas/microbiológicas (Figueiredo, 2004; Mendes e Santos, 2004; Pereira, 2017; Marsidi *et al.*, 2018; Melo, 2018).

- **Parâmetros Organoléticos**

A qualidade organolética da água potável é uma característica muito importante que condiciona a aceitabilidade pelo consumidor, a seleção de fontes de água e permite identificar riscos para a saúde humana (Doria, 2010; Burlingame *et al.*, 2017; Gutiérrez-Capitán *et al.*, 2019). No entanto, os parâmetros como a cor, cheiro, sabor e turvação

são propriedades que originam alguma subjetividade na análise, pois são avaliados segundo os sentidos (Melo, 2018).

A cor pode resultar da decomposição de material vegetal que origina compostos fenólicos e ácidos húmicos provocando uma cor castanha amarelada na água, ou da presença de Fe e Mn que provocam uma coloração avermelhada e preta, respetivamente (Cuthbert e Del Giorgio, 1992; Shaheen, 2015; Melo, 2018). Este parâmetro não requer o conhecimento das propriedades óticas da água, baseando-se na perceção humana da cor (Gardner *et al.*, 2020).

A turvação é a soma das concentrações de diferentes partículas presentes na água, nomeadamente, argila, limo, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida e plâncton, sendo classificada em água límpida (incolor) ou turva (Miljojkovic *et al.*, 2019; Tomperi *et al.*, 2020). Essa classificação é efetuada de acordo com o protocolo ITR10 da empresa Águas do Norte, que se baseia na comparação da intensidade de luz dispersa pela amostra e uma suspensão padrão de referência, em condições definidas. Com esse efeito, utiliza-se uma solução padrão de valor conhecido, para confirmar que o equipamento está calibrado, com um intervalo de aceitação de 10%. Posteriormente, agita-se suavemente a amostra de forma a assegurar uma medição representativa e enxagua-se a célula de vidro com a amostra. De seguida, verte-se a amostra para a célula e tapa-se para a inverter, de modo, a remover o ar e outros gases retidos. Por fim, limpa-se a célula com papel absorvente, introduz-se no compartimento de leitura do turbidímetro (*HACH 2100Q Portable*) (Figura 12A) registando-se o valor obtido expresso em unidades de turbidez nefelométrica (NTU) (Figura 12B e Anexo VII) (Muthuraman e Sasikala, 2014). No entanto, fatores como materiais de vidro sujo, presença de bolhas de ar, a cor da água com substâncias dissolvidas que absorvem a luz, manuseamento incorreto, deixar a amostra em repouso, presença de partículas agregadas e uso de óleo no exterior da célula de vidro, podem constituir interferências na análise da turbidez.



Figura 12 Análise da turvação da água no local da recolha. **A** – Colocação da célula no turbidímetro; **B** – Leitura do resultado (0,49 NTU). Fotografias de Joaquim Pinheiro.

A turbidez não representa um perigo para a saúde humana, mas pode indicar a presença de microrganismos patogénicos na água que causam doenças gastrointestinais (Lambrou *et al.*, 2009; Hussain *et al.*, 2016; Stevenson e Bravo, 2019; Muio *et al.*, 2020). Este fator varia com a matéria suspensa, saturação em oxigénio, pH e fluxo da água (Milojkovic *et al.*, 2019). Para além disso, a turvação em sistemas de distribuição pode ser o resultado de problemas na remoção de partículas da água, do material da tubagem e/ou da reparação de possíveis roturas ao longo da rede (Nouri *et al.*, 2015).

O cheiro e o sabor dependem de minerais, metais, produtos finais de reações biológicas e constituintes da água. Para além disso, são fatores muito difíceis de analisar devido à sua elevada variabilidade entre indivíduos (Medina, 2015; Melo, 2018). As fontes para o aparecimento de cheiro e sabor na água são o conteúdo químico e microbiano, os produtos químicos adicionados ou removidos durante o tratamento, materiais e reações que ocorrem ao longo da rede de distribuição e temperatura (Durand, 2005; Dietrich, 2006).

- **Parâmetros Físicos e Químicos**

As propriedades físicas e químicas consistem na determinação da temperatura, pH, Al, As, Fe, Mn, oxigénio dissolvido, carência bioquímica de oxigénio, carência química de oxigénio, entre outros (Melo, 2018).

A temperatura influencia a velocidade das reações químicas, solubilidade de gases, taxa de crescimento dos microrganismos, entre outras (Melo, 2018). Este parâmetro não tem qualquer efeito para a saúde humana, porém a aceitação da água diminui com o aumento da temperatura, pois ocorre a dissolução de algumas substâncias que podem conferir gosto à água (Mendes e Santos, 2004). Assim sendo, é importante medir a temperatura da água nas diferentes fases de tratamento, pois em água bruta, o aumento da temperatura vai servir de indicador para o aumento de matéria orgânica (Melo, 2018). No entanto, se a água tratada se encontrar inferior a 12°C, existe a redução da eficiência da desinfecção, o aumento da viscosidade da água e diminuição da velocidade de filtração (Mendes e Santos, 2004).

O pH representa a acidez/alcalinidade da água traduzida pela concentração do ião hidrogénio (Nouri *et al.*, 2015). Apesar do pH não influenciar diretamente a saúde humana, pode provocar a corrosão dos tubos metálicos, afetar a eficiência da desinfecção e promover o aparecimento de produtos de desinfecção (Kim *et al.*, 2011; Banna *et al.*, 2014). Consequentemente, recorre-se à utilização de hidróxido de sódio ou brita calcária para fazer o ajuste de pH (Figueiredo, 2004).

Segundo o protocolo ITR49 da empresa Águas do Norte, recorre-se à utilização de uma solução padrão com um pH conhecido para aferir se o eletrodo está a ler corretamente, considerando um intervalo de aceitação de 0,20 E. Sorensen. Após a lavagem cuidadosa do eletrodo de pH com água destilada, coloca-se o eletrodo na amostra e faz-se a leitura com agitação constante e suave (Figura 13A). Para finalizar, deixa-se o equipamento (*HACH HQ11D*) estabilizar e regista-se o valor expresso em E. Sorensen e a temperatura de leitura do pH (°C). Seguindo-se a lavagem do eletrodo com água destilada e a colocação do frasco protetor. Contudo, a temperatura pode provocar interferências na análise deste parâmetro, através das variações nas propriedades dos eletrodos que causam efeitos mecânicos e variações no equilíbrio que induzem efeitos químicos. O declive Nernstiano aumenta com o aumento da temperatura e os eletrodos demoram a alcançar o equilíbrio térmico, o que pode levar a uma leitura incorreta do valor. Como o equilíbrio químico afeta este parâmetro, as soluções-tampão padrão possuem um pH específico à temperatura indicada.

A condutividade traduz a capacidade da água conduzir corrente elétrica e o seu grau de mineralização, em microsiemens por centímetros ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (Medina, 2015; Pal *et al.*, 2015; Rusydi, 2018). A medição é efetuada conforme o protocolo ITR59 da empresa Águas do Norte, em que se mergulha a sonda na amostra, agitando-a para remover as bolhas de ar que possam estar aprisionadas (Figura 13B). Faz-se a leitura diretamente dos valores medidos pelo condutivímetro (*HACH HQ14D*) (Anexo VII), tendo em atenção as unidades apresentadas, pois o equipamento altera automaticamente a gama de medição em função do valor medido. Porém, se a sonda não estiver totalmente mergulhada ou se se utilizar frascos com má qualidade podem ocorrer erros de medição. Depois de terminar a medição, enxagua-se a sonda com água destilada.

Este parâmetro não representa um risco para a saúde pública, contudo pode indicar a presença de contaminantes que conduzam a corrente elétrica na água (Mendes e Santos, 2004; Banna *et al.*, 2014).

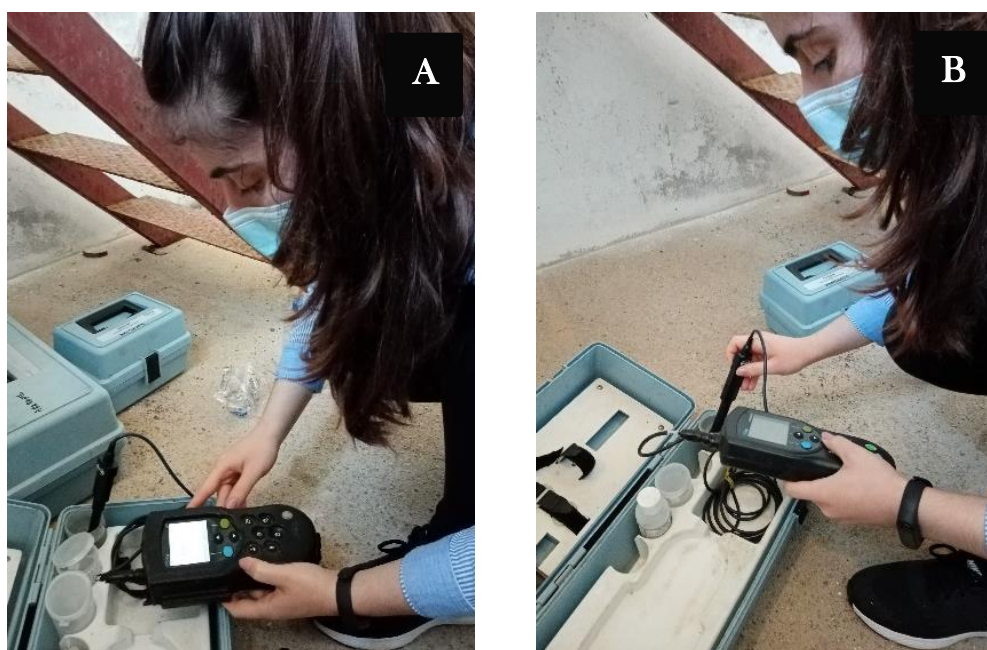


Figura 13 Análise da temperatura, pH e condutividade da água no local da recolha. **A** - Análise da temperatura e do pH pela utilização de um medidor de pH; **B** – Análise da condutividade pela utilização de um condutivímetro. Fotografias de Joaquim Pinheiro.

• Parâmetros Microbiológicos

A presença de microrganismos patogénicos, como bactérias, vírus e protozoários, podem indicar má qualidade da água e provocar efeitos nocivos ao ser humano, sendo essencial fazer uma avaliação microbiológica (Campos *et al.*, 2017). Para esta avaliação recorre-se a indicadores da presença de matéria fecal, tais como

coliformes totais e fecais, que podem ter origem animal ou humana (Aulenbach, 2010). O tratamento dos parâmetros microbiológicos é um processo de desinfecção, que pode ser realizado com cloro (hipoclorito de sódio), dióxido de cloro, ozono ou radiação UV (Doria, 2010; Melo, 2018; Chaukura *et al.*, 2020).

A qualidade microbiana da água em sistemas de distribuição depende das interações entre a comunidade microbiana (composição, abundância e taxa de crescimento) e as condições físico-químicas (desinfetante residual, temperatura e pH) (Kennedy *et al.*, 2021).

3.1.1. Permuta Iónica

Para se proceder ao tratamento da água deve ter-se em consideração a utilização de produtos químicos, a formação de subprodutos e os custos, sendo que a aplicação de soluções de tratamento é determinada pela qualidade da água que se pretende atingir segundo a legislação (Medina, 2015; Pereira, 2017). A compreensão das razões pelas quais ocorrem alterações da qualidade da água bruta é também muito importante, pois podem influenciar os níveis de tratamento exigidos (Vieira e Moraes, 2005). Com o objetivo de obter a melhor qualidade possível desenvolveram-se várias tecnologias inovadoras, económicas e ecológicas para a remoção de diferentes contaminantes devido aos riscos para a saúde pública (Marsidi *et al.*, 2018; Hu *et al.*, 2019).

Na Águas do Norte é utilizada uma tecnologia muito eficiente no tratamento da água, contra a remoção de As, sendo esta a permuta iónica (Viraraghavan *et al.*, 1994; Maiti *et al.*, 2010; Pal, 2015; Chowdhury *et al.*, 2016; Hering *et al.*, 2017; Mohanty, 2017). Baseia-se num processo estequiométrico com recurso a resinas com capacidade de permutar iões, trocando o ião que se pretende remover e devolvendo outro, em que a sua presença na água não traz qualquer problema (Brito *et al.*, 2010; Monteiro, 2016; Víctor-Ortega *et al.*, 2017; Koponen, 2020). Este tipo de tratamento tem as vantagens de requerer pouca supervisão, baixos gastos energéticos e consegue operar continuamente por 10 a 20 horas. Contudo, tem alta sensibilidade a incrustações, custos operacionais e químicos elevados, e produção de uma grande quantidade de águas residuais concentradas em iões prejudiciais (Iggunnu e Chen, 2014; Kiamahalleh *et al.*, 2020; Koponen, 2020). A presença de Fe e Mn na água bruta provoca a formação de uma barreira na resina pela formação de precipitados na sua superfície, inibindo a sua capacidade de permutar o As (Kartinen Jr e Martin, 1995).

A remoção do As é efetuada com uso de uma resina aniónica e um filtro *ACQUA As 21 AT 210*, pois o As surge na forma de óxido (anião) em solução aquosa. No entanto, a troca iónica é apenas eficaz na remoção de iões em solução, assim apenas o As que se encontra numa forma aniónica pode ser removido (Kartinen Jr e Martin, 1995). A resina utilizada é a *GFH-As* de forma granular que, segundo a ficha técnica (Aquaquímica), é um hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) adsorvente de coloração castanho avermelhado, não sendo necessário uma pré-oxidação da água e tem um funcionamento simples que permite tratar pequenas captações, poços e furos.

A resina tem uma determinada capacidade de remover os iões, que pode ser recuperada através de um processo de regeneração quando o máximo é atingido (Víctor-Ortega *et al.*, 2017). Segundo o “Manual do Arsénio” da empresa Aquaquímica, o processo de regeneração começa pela passagem da água pela coluna num fluxo ascendente, permitindo a libertação de possíveis resíduos retidos na superfície da resina que possam impedir a recuperação da capacidade de permutar (Medeiros, 2017; Koponen, 2020). Em seguida, utiliza-se uma solução saturada no ião a repor, no sentido de baixo para cima, repondo a capacidade de troca (Kiamahalleh *et al.*, 2020). Posteriormente, a água passa na coluna num fluxo descendente a velocidade baixa para expulsar possíveis excessos da solução utilizada previamente. Para além da lavagem anterior, a água volta a passar de cima para baixo, agora numa velocidade rápida, para uniformizar a resina no interior da coluna e redistribuir iões residuais de maneira uniforme (Koponen, 2020). Finalmente, retoma-se o tratamento da água (Medeiros, 2017).

O Fe e Mn são metais pesados encontrados comumente em águas subterrâneas. Com o objetivo de tornar a água potável e evitar incrustações esses elementos são removidos da água através de permuta iónica com recurso ao filtro *Manganese Greensand Plus* (Kartinen Jr e Martin, 1995; Hoffman *et al.*, 2006; Outram *et al.*, 2016), que é um meio cinza-escuro a preto granular usado em conjunto com um sistema de filtração para oxidar, precipitar e remover Fe e Mn (Subramanian *et al.*, 1997; Viraraghavan *et al.*, 1999; Zabel, 2007; Lakhote *et al.*, 2016). Este foi desenvolvido no início de 1950 e a sua principal propriedade é a troca iónica através do uso de um substrato de glauconita (*Greensand*) estabilizado para formar um revestimento de óxido de manganês (MnO_2) ativo (Hoffman *et al.*, 2006; Outram *et al.*, 2016), que atua como um catalisador na reação de oxidação/redução (Lakhote *et al.*, 2016; Ghernaout, 2019). Comparativamente com outros meios de filtração, o *Manganese Greensand Plus* apresenta diversas vantagens, como o tamanho, formato e uniformidade do

revestimento do grão, a capacidade de oxidação/redução, tolerância a variações do caudal de oxidante e pequeno tempo de retenção da água (Zabel, 2007).

Na Águas do Norte é utilizado o filtro desferrizador/desmanganizador *Acqua G 48 DIAF 1250* e como método de operação o processo de regeneração contínua. Segundo a ficha técnica do meio da empresa Aquaquímica, este requer uma pré-alimentação de um ou mais oxidantes, nomeadamente, o hipoclorito de sódio (Zabel, 2007; Barloková e Ilavský, 2010). A água é transferida para o recipiente que contém o meio filtrante e o Fe e Mn são oxidados, fixando-se ao filtro (Barloková e Ilavský, 2010).

3.1.2. Desinfecção

A desinfecção é o tratamento mais importante a que uma água deve ser sujeita (Rego, 2004). Esta consiste na redução do número de microrganismos, geralmente, através da desativação de todos os microrganismos patogénicos (Richter e Azevedo Netto, 1991; Betancourt e Rose, 2004; Clarke *et al.*, 2017). A cloração é o processo de desinfecção mais usado no tratamento de águas de abastecimento público, devido ao seu baixo custo, facilidade de utilização e eficiência na eliminação de microrganismos patogénicos, que levou à diminuição ou quase erradicação das doenças transmissíveis (Dietrich, 2006; Rosalino, 2011; Martins, 2014; Nouri *et al.*, 2015). Esta pode ser efetuada através de mecanismos químicos utilizando hipoclorito de sódio, hipoclorito de cálcio e dióxido de cloro (Figueiredo, 2004; Rego, 2004). Contudo, a combinação desse produto com substâncias orgânicas forma compostos cancerígenos denominados de trihalometanos e compostos de iodo e fluor (Singh, 2012; Watson, 2012). Os principais fatores que afetam a formação desses subprodutos são o tipo de desinfetante, características da água bruta, condições operacionais, temperatura, pH e o tempo de permanência da água no sistema de distribuição (Singh e Gupta, 2012; Nouri *et al.*, 2015; Al-Otoun *et al.*, 2016; Chaukura *et al.*, 2020).

De acordo com o protocolo ITR90 da empresa Águas do Norte, o hipoclorito de sódio tem cloratos na sua composição, que diminuem o cloro ativo, diminuindo, por sua vez, a eficácia do tratamento da água. Os cloratos surgem quando o reagente se encontra umas horas em condições adversas, nomeadamente, a presença de impurezas na solução, exposição à luz solar e o tempo de armazenamento (Anexo III). No entanto, o aparecimento de cloratos na água tratada por adição de hipoclorito deve-se, principalmente, às reações laterais que ocorrem por reação do desinfetante com a matéria orgânica.

A concentração, intensidade, natureza e tipo de agente químico, o tempo de contacto, a temperatura, o número e tipo de organismos, a presença de sólidos suspensos, a matéria orgânica e o pH influenciam a eficácia do desinfetante no tratamento da água (Brito *et al.*, 2010; Clarke *et al.*, 2017; Chaukura *et al.*, 2020).

No tratamento de águas subterrâneas aplica-se dois processos de desinfecção: a desinfecção primária, que permite atingir um nível desejável de eliminação de microrganismos, e a secundária, que assegura a prevalência de um teor residual de desinfetante na água tratada ao longo do sistema de distribuição (Nouri *et al.*, 2015; Pereira, 2017). Para tal, deve-se proceder à análise do cloro residual livre para fazer o seu controlo.

De acordo com o protocolo ITR76 da empresa Águas do Norte, antes da análise deve-se realizar a verificação do equipamento, utilizando o padrão do cloro (*SPEC/Color standart, DPD-Chlorine LR Secondary Standarts Kit*) e confirmar se o valor está dentro dos critérios de aceitação através da bula do padrão. Depois seleccionar o canal LR no colorímetro (*Hach Pocket Color*) (Anexo VII), inverte-se os frascos de reagente (solução A + solução B) lentamente e agita-se as garrafas suavemente para garantir a adição do volume correto na solução. Segue-se, a preparação do branco, adicionando 10 ml de amostra a uma célula redonda limpa e calcula-se o zero (Figura 14A). Numa outra célula, adiciona-se 3 gotas da solução A e B e preenche-se a célula até à marca dos 10 ml com a amostra, esperando 1 minuto para a reação (Figura 14B). Para finalizar, a amostra é inserida no suporte de células e faz-se a leitura, em mg/L de Cl_2 livre (Figura 14C). Se as amostras não forem analisadas imediatamente podem ocorrer leituras erradas.

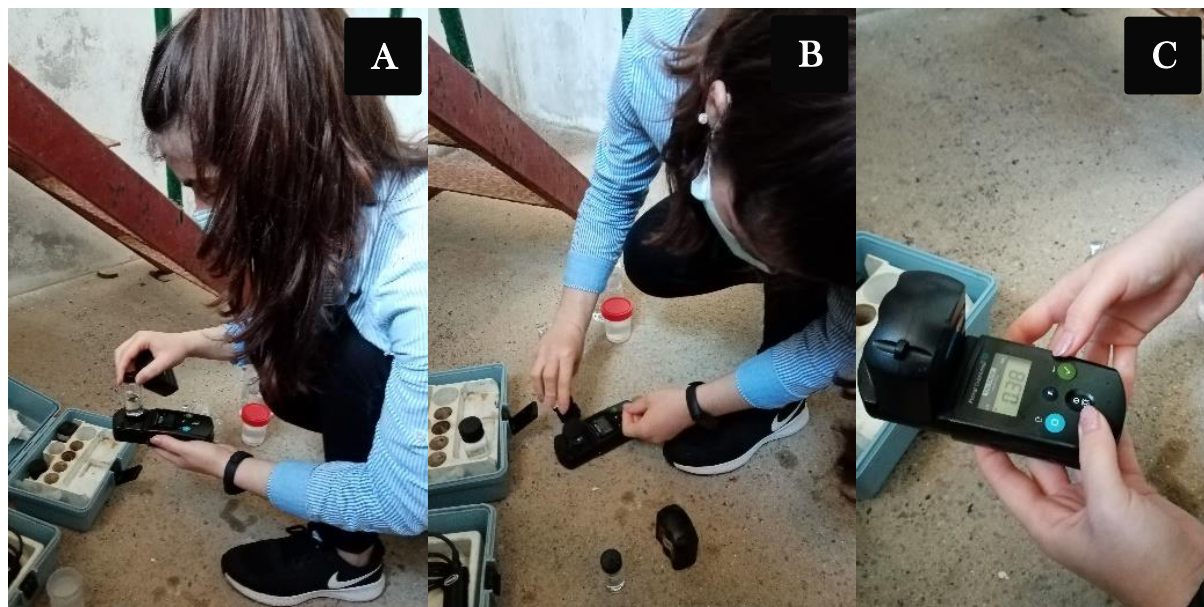


Figura 14 Análise do cloro residual livre no local da recolha. **A** – Obtenção do zero, colocando a célula no colorímetro com 10 ml da amostra; **B** – Colocação dos reagentes na amostra; **C** – Leitura do resultado (0,38 mg/L Cl_2 livre). Fotografias de Joaquim Pinheiro.

3.1.3. Alacloro e Carvão Ativado

A crescente poluição química dos recursos hídricos subterrâneos é uma preocupação global, pois mesmo em concentrações muito baixas existem compostos que podem provocar efeitos adversos ao ser humano devido à sua capacidade de bioacumulação e persistência no meio ambiente (Singh, 2017; Vanraes *et al.*, 2018). O aumento do recurso a pesticidas/herbicidas como uma ferramenta eficiente e eficaz para controlar pragas resultou no aumento da produtividade, mas também no aumento de produtos potencialmente perigosos para o ser humano na água (Ahmad, 2018). Os herbicidas são amplamente utilizados no controlo de uma grande variedade de ervas daninhas e gramíneas de folha larga, destacando o Alacloro (Lo *et al.*, 2008; Pipi *et al.*, 2014). Porém, características como a alta solubilidade em água, tempo de meia-vida mais longo e coeficiente de adsorção do solo, aumentam o potencial de contaminação (Ahmad, 2018).

O Alacloro (2-cloro-N-(metoximetil)-N-(2,6-dietilfenil)-acetamida) é um herbicida inodoro do grupo das cloroacetanilida, que apresenta alta persistência na água e mobilidade moderada em determinados solos (Marcus, 1987; Lo *et al.*, 2008; Wang e Zhang, 2009; Pipi *et al.*, 2014). Não obstante, a ampla utilização deste herbicida em solos agrícolas de plantações de milho e soja provoca a contaminação dos aquíferos por lixiviação (Stamper e Tuovinen, 1998; Ahmad, 2018). Este composto a curto prazo

causa pequenas irritações nos olhos e pele, e a longo prazo é considerado hepatotóxico, genotóxico, mutagénico e carcinogénico, tendo sido classificado como carcinogénico do tipo B2 pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (Potter e Carpenter, 1995; Lo *et al.*, 2008; Wang e Zhang, 2009; Pipi *et al.*, 2014). Por fim, o tempo de meia-vida do Alacloro é influenciado pela temperatura, tipo de solo, humidade e pH (Ahmad, 2018).

O carvão ativado é um adsorvente amorfo microporoso com uma área superficial ampla, tornando-o muito eficaz para a remoção de uma grande variedade de poluentes de meios aquosos (Rivera-Utrilla *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012; Lakherwal, 2014). O desempenho da adsorção do carvão ativado depende das suas características e da substância orgânica indesejável na água, pois a massa molecular dessas substâncias está diretamente relacionada com o tamanho dos poros do carvão ativado (Voltan *et al.*, 2016). Existem dois tipos de carvão ativado: em pó (PAC) e granular (GAC) (Lakherwal, 2014), sendo que o utilizado, neste caso, para o tratamento da água é o GAC (Veras, 2006). Tendo em consideração todas as características do Alacloro, recorre-se à utilização do GAC, que é um material ecologicamente correto, para o tratamento da água (Nam *et al.*, 2014; Singh, 2017; Palansooriya *et al.*, 2020).

3.1.4. Radão e Arejamento

A exposição à radiação de origem natural contribui com cerca de 81% para a dose recebida anualmente pela população, sendo que em Portugal a maior parte dessa dose tem origem no radão (cerca de 57%) (Veloso *et al.*, 2012; Silva e Dinis, 2016). O radão (Rn-222) é um gás nobre inerte, inodoro e incolor, derivado diretamente do rádio (Ra-226), com um peso molecular de 222 g/mol e tempo de semivida de 3,82 dias (Koray *et al.*, 2014; Panghal *et al.*, 2017; Ghernaout, 2019; Duggal *et al.*, 2020). Este isótopo é o mais perigoso devido à longa semivida que lhe confere uma excelente mobilidade nos sistemas naturais, maior quantidade de produtos de decaimento radioativo e dose de irradiação significativa por radiação alfa e beta dos produtos de decomposição no interior do corpo humano (Martins *et al.*, 2020; Voinov *et al.*, 2020). A solubilidade em água deste elemento varia com a temperatura (20°C) e a pressão (1 atm) (Ghernaout, 2019).

As principais fontes do radão são o solo/formação geológica (69,3%), a água subterrânea (19%), o ar livre (9,2%) e o material de construção (2,5%) (Appleton, 2013; Thopan *et al.*, 2019; Noverques *et al.*, 2020). Os valores mais elevados encontram-se associados a rochas ígneas plutónicas (granito) e os mais baixos a rochas sedimentares

(calcário) (Martins *et al.*, 2013; Silva e Dinis, 2016). Em Portugal, a concentração em radão é superior em água subterrânea, podendo atingir valores superiores a 1000 Bq/L (Becquerel por litro) (Silva e Dinis, 2017). Este elemento permanece no organismo humano por 30 a 70 minutos após a exposição por ingestão (10%) ou inalação (90%), pois o radão passa para o ar por meio de utilizações comuns, como o banho, descargas sanitárias, lavagem de roupa e louça (Panghal *et al.*, 2017; Ghernaout, 2019; Martins *et al.*, 2020; Noverques *et al.*, 2020).

A IARC classificou o radão como um cancerígeno humano de classe 1, pois este é a segunda principal causa de incidência de cancro do pulmão (3 a 14%), tais como carcinoma de células pequenas, adenocarcinoma e carcinoma de células escamosas (Martins *et al.*, 2013; Silva e Dinis, 2017; Thopan *et al.*, 2019; Duggal *et al.*, 2020; Noverques *et al.*, 2020). Na União Europeia são provocadas cerca de 22000 mortes por ano, representando cerca de 9% do total das mortes por cancro no mundo e cerca de 2% das mortes por cancro de pulmão (Silva e Dinis, 2016). A parte deste gás que é ingerido fornece uma dose de radiação ao revestimento do trato gastrointestinal, podendo causar cancro de estômago e passar para a corrente sanguínea, sendo absorvido nos órgãos com maior teor de gordura (fígado) (Appleton, 2013; Yun *et al.*, 2017; Duggal *et al.*, 2020).

O arejamento difuso é definido como o processo de introdução de oxigénio na água com recurso a difusores submersos no interior do reservatório, aumentando a área de contacto entre a água e o ar (Temesgen *et al.*, 2017; Yun *et al.*, 2017; Khan *et al.*, 2020). Este método permite a difusão de poluentes para o ar, eliminação de produtos que provocam sabor e odor, dióxido de carbono, corrosividade e dureza da água (Ghernaout, 2019). É um tratamento simples, eficiente e não utiliza nenhum produto químico, mas existe a libertação do radão para a atmosfera e o sistema requer energia para operar a bomba (Voinov *et al.*, 2020). Para além disso, é influenciado pela temperatura da água e do ar, pelas características físico-químicas e concentração do radão, pelo tempo de permanência da água no reservatório e pela área acessível para a transferência do radão da água para o ar (Ghernaout, 2019).

3.2. Recolha das Amostras

O controlo da água inicia-se com a recolha de amostras, pois estas permitem determinar a sua conformidade com a legislação em vigor (Decreto-Lei nº. 152/2017), identificar fontes de poluição e fazer a sua caracterização.

Segundo o protocolo PRL0006, antes de proceder à recolha de amostras deve-se verificar se as condições são adequadas para obter uma amostra representativa da água fornecida pela entidade gestora, nomeadamente o local de colheita, turvação e cheiro (Anexo IV e V). De seguida, realiza-se um escoamento prévio da água estagnada no troço da conduta que serve de ponto de amostragem, através da abertura da torneira com fluxo máximo, durante 5 a 10 segundos. Posteriormente, reduz-se o fluxo até garantir a descarga completa, sendo esta obtida quando a temperatura atinge um valor constante. Após a descarga, procede-se à recolha das amostras para análise dos parâmetros físico-químicos (Figura 15A).

Para a recolha de amostras para análise microbiológica (Figura 15B), efetua-se uma desinfecção prévia da torneira através de flamejamento ou, se não for possível, limpa-se/mergulha-se a boca da torneira com algodão embebido em álcool etílico a 70%, durante 2 a 3 minutos. Depois, efetua-se um escoamento de modo a eliminar a influência do desinfetante e da temperatura do flamejamento. Sem fechar a torneira e garantindo as condições de assepsia, recolhe-se a amostra e fecha-se de imediato o frasco (Anexo V).

Por fim, todos os recipientes recolhidos devem ser transportados em malas térmicas, com termoacumuladores previamente congelados, ao abrigo da luz e devidamente acondicionados (Anexo IV).



Figura 15 Recolha de amostras. **A** – Recolha de amostra para análises físico-químicas; **B** – Recolha de amostra para análises microbiológicas. Fotografias de Joaquim Pinheiro.

3.3. Análise da Água

No cumprimento do PCO são feitas análises com o objetivo de verificar se o tratamento aplicado está a ser eficiente. Os parâmetros analisados em laboratório são os coliformes totais, *E. coli*, Al, Mn e Fe. O procedimento aplica-se tanto à água bruta como à água tratada.

3.3.1. Coliformes Totais e *Escherichia coli*

Os coliformes totais, coliformes fecais e *E. coli* têm sido muito utilizados como indicadores da qualidade da água para consumo humano e permitem identificar a presença de agentes patogénicos (Aulenbach, 2010). Apesar de os coliformes totais e fecais poderem surgir de fontes fecais, a *E. coli* é o indicador específico de contaminação fecal de animais de sangue quente (Feng *et al.*, 2002; Chao, 2006). Por esta razão, o interesse no desenvolvimento de métodos rápidos e alternativos para a determinação de coliformes totais e *E. coli* aumentou (Oliveira, 2013). Destaca-se o método do número mais provável (MPN) ou *Colilert-18*, comercializado pela *IDEXX Laboratories*, que se baseia na Tecnologia de Substrato Definido (DST), utilizando o ortonitrofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) e o 4-metilumbeliferil- β -D-glucuronídeo (MUG) como substratos de crescimento (Chao *et al.*, 2004; Chao, 2006; Aulenbach, 2010; Ramoutar, 2020). O substrato ONPG é específico para a enzima β -galactosidase (GAL) presente nos coliformes, originando a coloração amarela quando este está presente (Oliveira, 2013; Ramoutar, 2020). O substrato definido MUG é utilizado especificamente para a *E. coli*, uma vez que esta possui a enzima β -D-glucuronidase (GUD), tornando o meio fluorescente sob uma luz ultravioleta (366 nm) na sua presença (Buckalew *et al.*, 2006; Ramoutar, 2020). Para além disso, este sistema permite uma maior sensibilidade para a deteção da *E. coli* e dos coliformes totais comparativamente aos métodos tradicionais (Chao, 2006).

O sistema *Quanti-Tray* e o *Quanti-Tray/2000* oferece simplicidade na medida em que dividem amostras de 100 ml de água em 51 e 97 poços discretos, respetivamente. Desses poços, os positivos serão utilizados para determinar estatisticamente a densidade mais provável de bactérias (Aulenbach, 2010; Ramoutar, 2020). O *Colilert-18* também suprime seletivamente outros não-coliformes que podem interferir no crescimento da bactéria *E. coli* ou produzir falsos positivos. As amostras são incubadas por 18 a 22 horas a $35 \pm 0,5^\circ\text{C}$ (Aulenbach, 2010).

Segundo o protocolo da empresa Águas do Norte, para determinar os coliformes totais e *E. coli* deve adicionar-se o reagente a 100 ml da amostra e misturar. Depois, vaza-se a mistura para uma cartela *Quanti-Tray* (amostra de água tratada) ou *Quanti-Tray/2000* (amostra de água bruta). Por fim, lacra-se a cartela numa seladora (*Quanti-Tray Sealer Model 2X*) (Anexo VII) e coloca-se na incubadora (*RAYPA I-20*) (Anexo VII) por 18 horas a uma temperatura de 35°C. Após as 18h faz-se a leitura das amostras consultando uma tabela *Colilert*, e utiliza-se uma cabine de análises de fluorescência (*Spectroline CM-10A*) (Anexo VII) para a leitura da *E. coli* (Anexo VI, Parte I).

3.3.2. Alumínio

A determinação do Al é realizada através de um método de espectrofotometria com kits de cuvetes da *Hach-Lange (LCK 301 Aluminium)* (Karabegovic *et al.*, 2013). Segundo o protocolo ITR16 da empresa Águas do Norte, numa solução fracamente ácida tamponada com acetato, os iões de Al formam com o cromazunol S um composto de cor verde, que é determinado por fotometria. Para tal, o valor de pH das amostras deve encontrar-se entre 2,5 e 3,5 medidos através de um medidor de pH (*HACH HQ11D*) (Anexo VII). Caso contrário, iria ocorrer a precipitação de complexos de Al e o valor obtido seria mais baixo do que é na realidade, assim sendo, adiciona-se umas gotas de ácido nítrico 65% para ajustar o pH (Bourbas e Houamdi, 2016), e a temperatura deve ser de 20°C (Metahri *et al.*, 2017). A seguir, pipeta-se, para um tubo LCK 301, 2 ml da solução LCK 301 A, 3 ml da amostra com o pH ajustado e uma colher de reagente LCK 301 B, por esta ordem (Bourbas e Houamdi, 2016). O recipiente é fechado e agitado até o conteúdo ficar homogéneo. Após 25 minutos, insere-se o zero LCK 301 num espectrofotómetro *HACH DR 3900* (Anexo VII) para obter o zero, coloca-se o frasco com a amostra e observa-se o valor de Al (Anexo VI, Parte II) (Karabegovic *et al.*, 2013; Metahri *et al.*, 2017). Contudo, a presença de concentrações elevadas de metais pesados, flúor, fosfatos e elementos raros (berílio, titânio, tório, zircónio e vanádio) interferem com a determinação do Al.

3.3.3. Arsénio

O As é determinado através do kit Teste de Arsénio da empresa *Lovibond*. Inicialmente, as amostras com um conteúdo superior a 0,5 mg/L $As^{3+/5+}$ serão diluídas com água destilada, de modo, a que o resultado se encontre dentro da escala de

medição deste kit. A escala de medição é 0,005 – 0,01- 0,025 - 0,05 - 0,1 - 0,25 – 0,5 mg/L $\text{As}^{3+/5+}$. Após essa pré-preparação da amostra, é adicionado 60 ml da amostra ou até atingir a marca assinalada no frasco, seguindo-se da adição de 2 gotas de reagente As-1, que funciona como um agente oxidante (permanganato de potássio) e agita-se. Posteriormente, é adicionado o reagente As-2, que é um ácido orgânico, com recurso à colher vermelha e agita-se até dissolver completamente. A seguir, é adicionado o reagente As-3, que é uma mistura entre zinco em pó e tungstato de dissódio, com a colher verde. O pó de zinco elimina os iões sulfureto que podem interferir na reação.

Após adição do pó de zinco e do agente oxidante aos compostos de As presentes na amostra havendo a libertação de hidreto de arsénio que, por sua vez, reage com o brometo de mercúrio (II) contido na zona de reação da tira de teste para formar uma mistura de haletos de arsénio-mercúrio com coloração amarelo acastanhado.

Depois insere-se a tira até à marca azul no suporte presente na tampa do frasco, virando o suporte da tira de teste para baixo. Deixa-se repousar por 20 minutos, agitando a amostra duas ou três vezes durante esse período. Ao fim do tempo de reação, remove-se a tira de teste, mergulha-se na água e retira-se o excesso. Para finalizar, compara-se a tira com a cartela de cores presente no kit e determina-se o valor de concentração em mg/L $\text{As}^{3+/5+}$ (Anexo VI, Parte III).

Não obstante, pode existir a presença de substâncias que podem interferir na determinação do As, tais como, alumínio, cálcio, cloreto de sódio, magnésio e ferro, entre outros.

3.3.4. Ferro

Segundo o protocolo ITR55 da empresa Águas do Norte, o Fe é obtido através da utilização de 10 ml da amostra de água que é colocada numa célula quadrada limpa e utilizada para calcular o zero. Posteriormente, na mesma célula é adicionado à amostra o reagente *FerroVer*, de modo, a converter todas as formas solúveis e a maior parte das insolúveis em ferro ferroso solúvel. Este ferro ferroso reage com a 1-10 Fenantrolina presente no *FerroVer* formando um complexo laranja cuja intensidade é proporcional à concentração de Fe na amostra (Zhu *et al.*, 2014), num período de 3 minutos de reação. De seguida, é feita análise no espectrofotómetro no programa 265 *Ferrover* (Anexo VII) e obtém-se a quantidade de Fe presente na amostra (Anexo VI, Parte IV) (Zhu *et al.*, 2014; Baharudin *et al.*, 2018).

3.3.5. Manganês

Segundo o protocolo ITR56 da empresa Águas do Norte, inicialmente utiliza-se uma célula quadrada com 10 ml de água destilada juntamente com ácido ascórbico, cianeto alcalino e reagente 1-(2-piridilazo)-2-naftol (PAN) para obtenção do zero (Baharudin *et al.*, 2018). Depois, noutra célula quadrada adiciona-se a amostra com uma saqueta de reagente ácido ascórbico, que vai reduzir as formas oxidadas de Mn a Mn^{2+} . De seguida, coloca-se 12 gotas de solução de cianeto alcalino, que irá permitir a eliminação de possíveis perturbações. Por fim, acrescenta-se 12 gotas de reagente PAN e agita-se, de modo, a que este se combine com o Mn^{2+} para formar um complexo laranja cuja intensidade é proporcional à concentração de Mn na amostra, demorando esta reação 2 minutos (Hatat-Fraile e Barbeau, 2019). Após passar esse tempo, a amostra é colocada no espectrofotómetro no programa 290 Manganês (Anexo VII) e obtém-se a quantidade deste elemento na amostra (Anexo VI, Parte V) (Baharudin *et al.*, 2018).

Todavia, caso as amostras apresentem uma dureza superior a 200 mg/L $CaCO_3$, deve-se adicionar 10 gotas de sal de Rouchelle à amostra, imediatamente a seguir à adição do ácido ascórbico na sequência do procedimento.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O objetivo de estabelecer a qualidade da água para consumo humano é proteger a saúde humana de possíveis efeitos nocivos devido a eventuais contaminações da água e assegurar a distribuição universal de água salubre, limpa e com composição equilibrada (Decreto-Lei nº. 152/2017). Recorre-se à monitorização da água ao nível organolético (turvação), físico e químico (condutividade, pH, temperatura, Al, Fe e Mn) e biológico/microbiológico (coliformes totais e *E. coli*) (Figueiredo, 2004; Mendes e Santos, 2004; Pereira, 2017; Marsidi *et al.*, 2018; Melo, 2018; Gutiérrez-Capitán *et al.*, 2019).

4.1. Turvação

A análise da turbidez é o estudo de propriedades óticas, sendo por isso considerado um parâmetro com alguma subjetividade (Melo, 2018). Este parâmetro caracteriza-se pela reflexão da luz ao atingir partículas presentes na água, como silte, argila, matéria orgânica e microrganismos (Omar e MatJafri, 2009; Milojkovic *et al.*, 2019). Por conseguinte, os valores de turvação na água subterrânea variam de local para local devido às características da rocha envolvente.

O gráfico da Figura 16 mostra os valores da turvação média medida em Unidades de Turbidez Nefelométrica (NTU) na água tratada no Município de Amarante. É possível observar que existe uma grande variação entre os diferentes reservatórios e fontanário, sendo o valor médio mais baixo (0,20 NTU) em RR Sanche e o mais elevado (0,40 NTU) em RR Candemil V. Embora em todos os casos valores muito inferiores ao previsto na legislação em vigor (Decreto-Lei nº. 152/2017). A variação nos valores poderá estar relacionada com as características do solo em que a água bruta é captada.

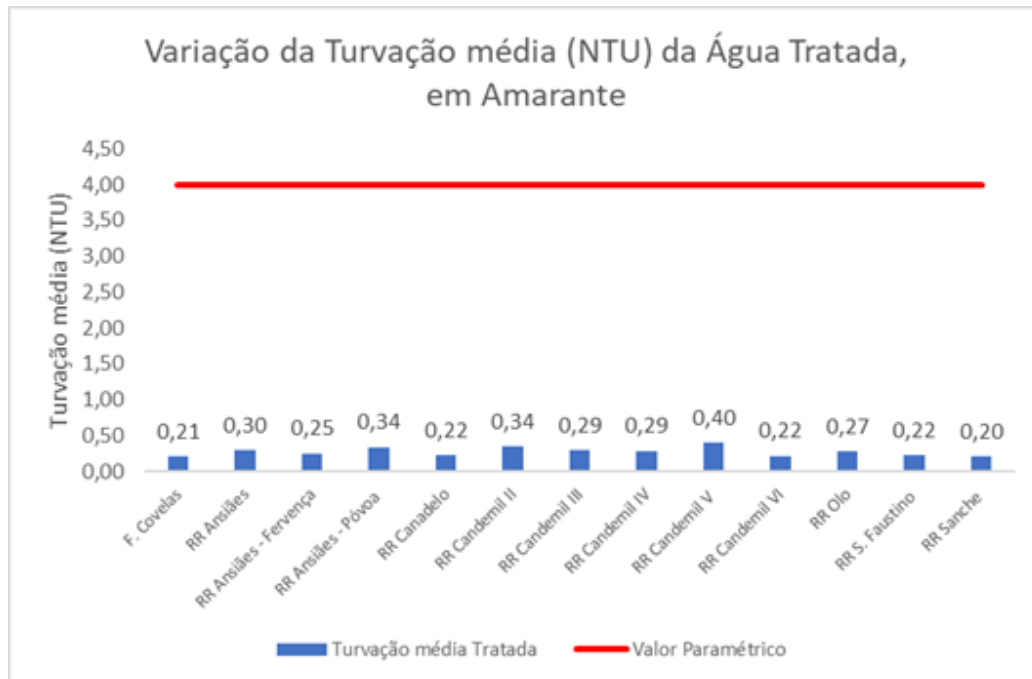


Figura 16 Variação da turbidez média (NTU) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde à turbidez média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

O gráfico da Figura 17 representa a variação da turbidez média (NTU) da água tratada no Município de Baião. Neste município os valores variam na sua maioria entre 0,08 e 0,10 NTU, à exceção do RR Bela Vista (0,17 NTU, com a maior média registada), do RR Ervins de Cima (0,14 NTU), do F. Bruzende (0,12 NTU) e do RR Tresouras (0,07 NTU, com a média mais baixa). Em todos os casos foram registados valores muito inferiores ao estipulado na legislação em vigor (Decreto-Lei nº. 152/2017). Tal como em Amarante, a variação nas médias entre reservatórios e fontanários poderá estar relacionada com o solo onde a água bruta é captada.

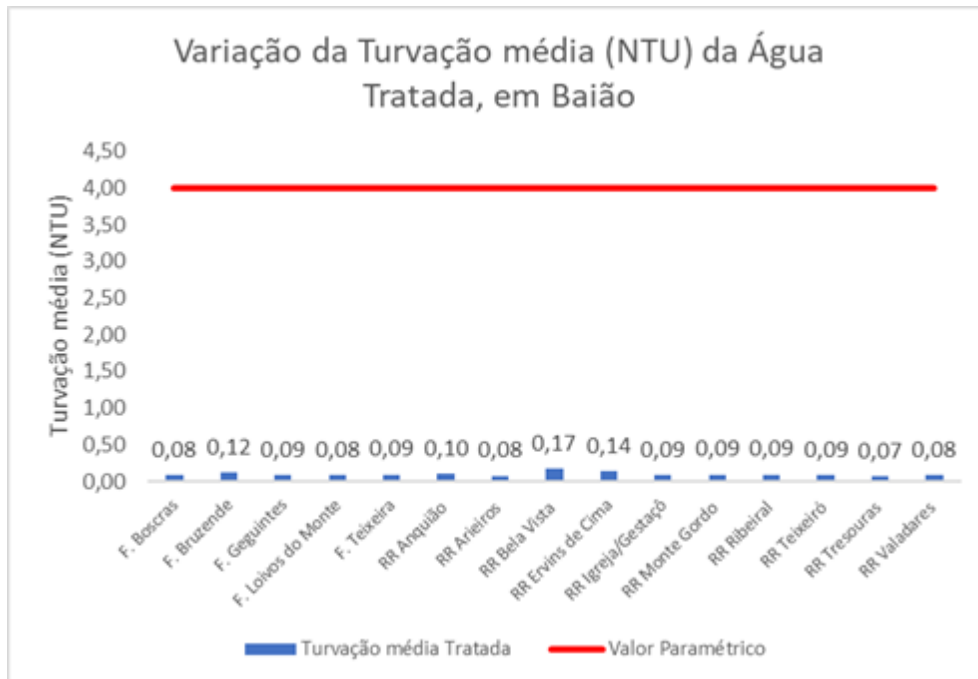


Figura 17 Variação da turbidez média da água tratada (NTU) nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde à turbidez média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

O gráfico da Figura 18 demonstra a variação da turbidez média (NTU) da água tratada no Município de Celorico de Basto. Neste município apenas três reservatórios se destacam, nomeadamente RR Codeçoso 2 (0,87 NTU), RR Caçarilhe (0,44 NTU) e RR Corredoura (0,31 NTU). No entanto, esses valores são muito inferiores ao disposto pela legislação em vigor (Decreto-Lei nº. 152/2017). A justificação para estes 3 reservatórios apresentarem valores tão distintos poderá resultar de partículas provenientes do solo onde a água é captada.

Para finalizar, a legislação prevista para este parâmetro foi cumprida, na qual se prevê um valor paramétrico de 4 NTU (Decreto-Lei nº. 152/2017), uma vez que nenhum município ultrapassou o valor de 1 NTU.

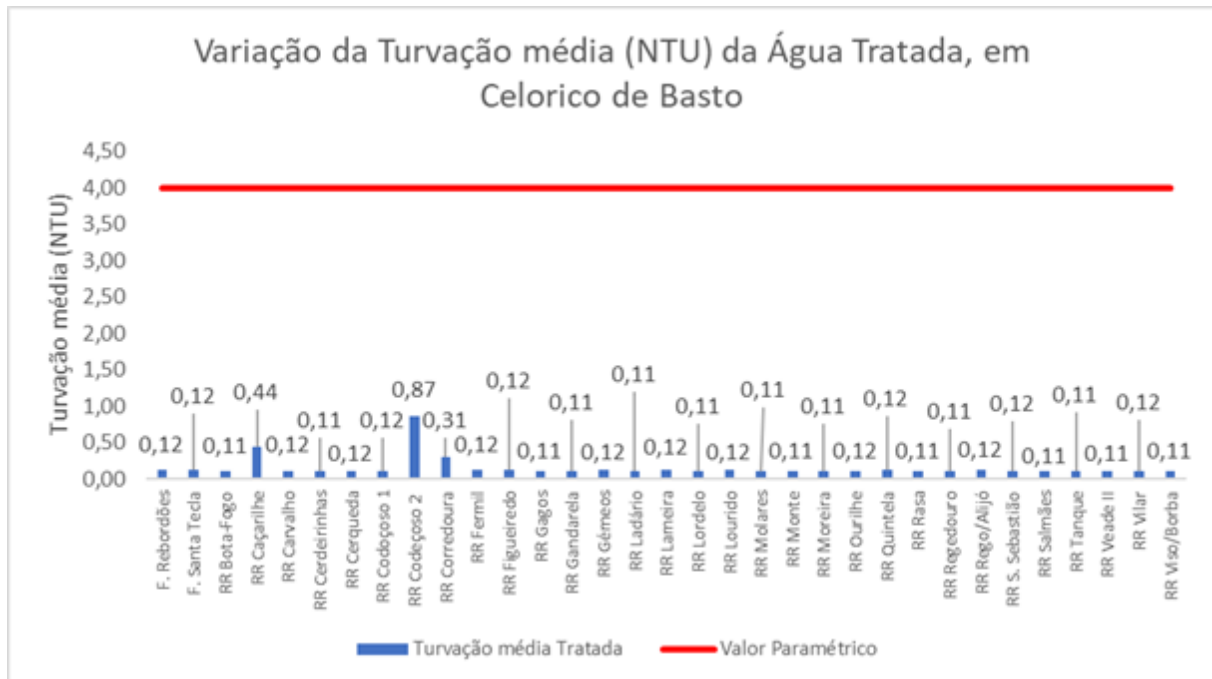


Figura 18 Variação da turvação média (NTU) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde à turvação média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

4.2. Condutividade

A condutividade é um parâmetro importante na avaliação da qualidade da água subterrânea, pois está relacionada à concentração de partículas carregadas na água, nomeadamente os sólidos dissolvidos totais (Tutmez *et al.*, 2006). Tal como na turvação, este parâmetro varia de local para local, devido às diferentes características da rocha envolvente (Medina, 2015; Pal *et al.*, 2015).

O gráfico da Figura 19 representa a variação da condutividade média ($\mu\text{S}/\text{cm}$ (20°C)) na água tratada no Município de Amarante. Existem 2 pontos a sobressair neste município, RR S. Faustino com $228 \mu\text{S}/\text{cm}$ (20°C) e F. Covelas com $221 \mu\text{S}/\text{cm}$ (20°C). Contudo, nenhum reservatório/ fontanário ultrapassou o valor paramétrico estabelecido pela legislação em vigor (Decreto-Lei nº. 152/2017). Este aumento da condutividade é resultado da presença de partículas características do solo com maior capacidade para conduzir a corrente elétrica.

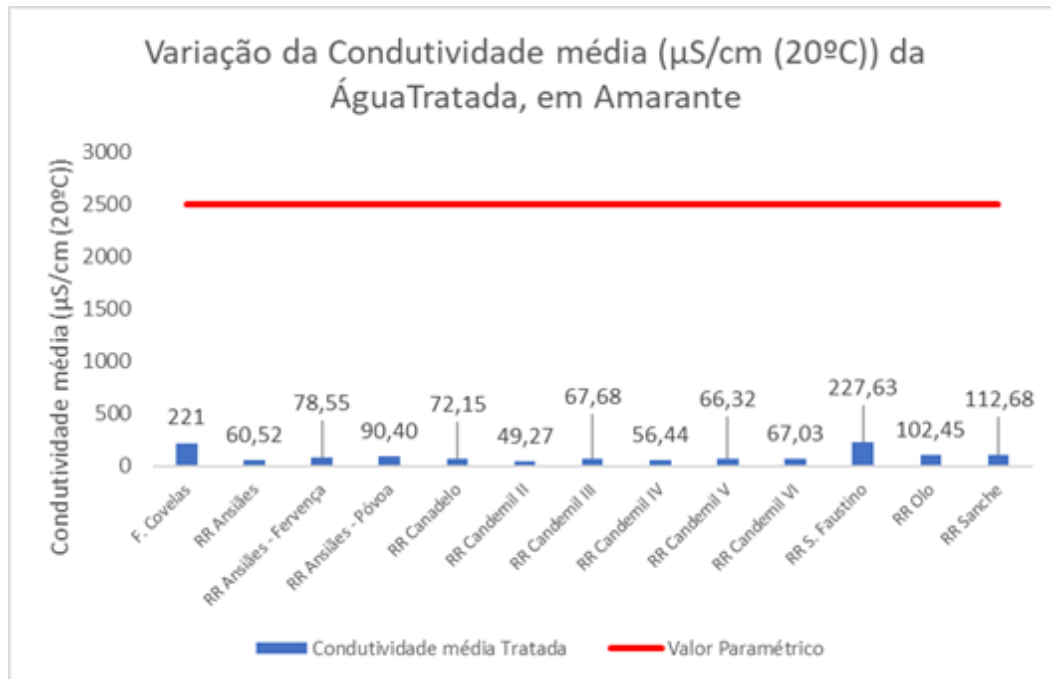


Figura 19 Variação da condutividade média ($\mu\text{S/cm}$ (20°C)) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde à condutividade média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

O gráfico da Figura 20 apresenta a variação da condutividade média ($\mu\text{S/cm}$ (20°C)) na água tratada no Município de Baião. Este município apresenta uma grande variação na condutividade devido às diferentes concentrações em partículas carregadas presentes no solo onde é captada a água bruta que abastece os diferentes reservatórios e fontanários. Apesar da variação de valores, não foram obtidos valores superiores ao disposto pela legislação em vigor (Decreto-Lei nº. 152/2017). Sobressaindo RR Anquião com um valor médio de $138,31 \mu\text{S/cm}$ (20°C).

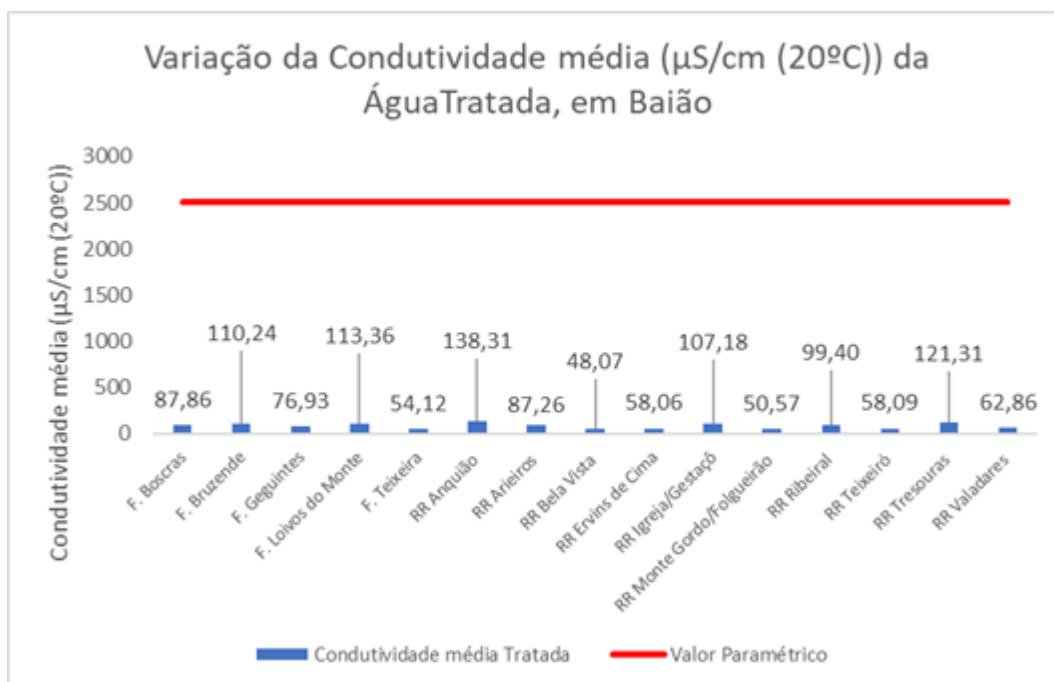


Figura 20 Variação da condutividade média ($\mu\text{S}/\text{cm}$ (20°C)) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde à condutividade média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

No gráfico da Figura 21 observa-se a variação da condutividade média ($\mu\text{S}/\text{cm}$ (20°C)) na água tratada no Município de Celorico de Basto. Este município também apresenta uma grande variação na condutividade, mas como no município de Baião, não existiram valores próximos ao valor paramétrico estabelecido pela legislação em vigor (Decreto-Lei nº. 152/2017). A maior média registada é em RR Carvalho com 126,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (20°). Esta variação justifica-se pelas concentrações distintas em partículas do solo, que são transferidas para a água bruta, nos diferentes locais de abastecimento dos fontanários e reservatórios.

Em conclusão, todos os municípios apresentam valores inferiores ao valor paramétrico de 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (20°) disposto pela legislação (Decreto-Lei nº. 152/2017).

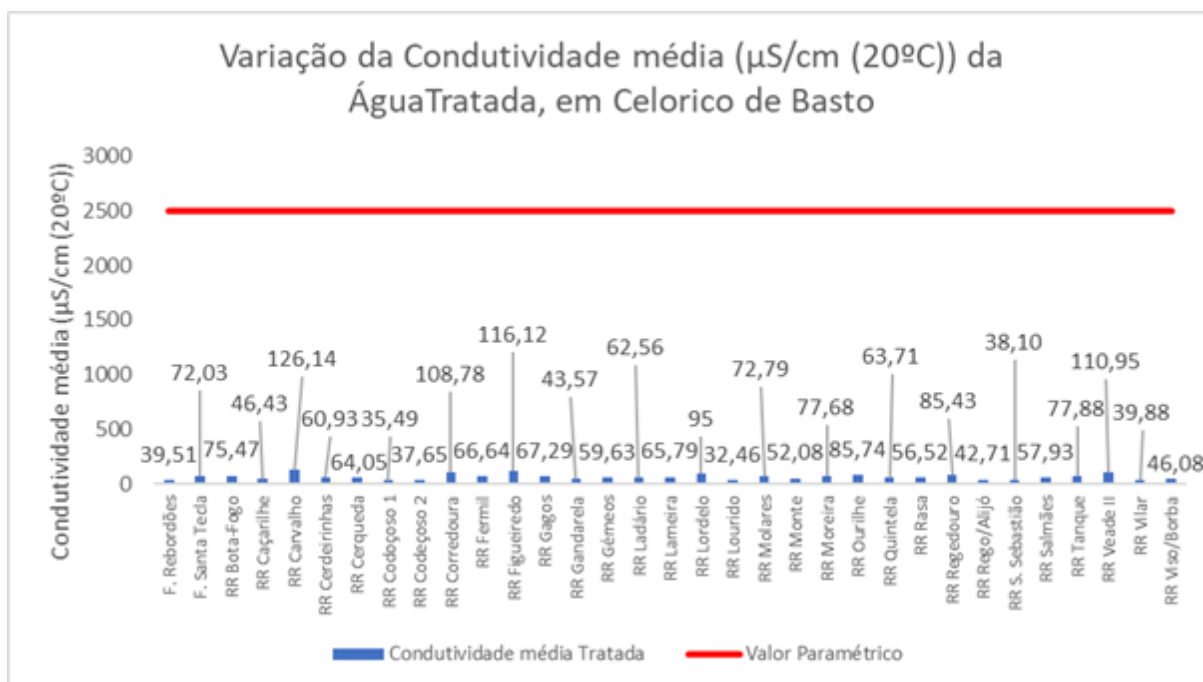


Figura 21 Variação da condutividade média ($\mu\text{S}/\text{cm}$ (20°C)) da água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde à condutividade média na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

4.3. Temperatura

A temperatura não provoca efeitos nocivos para a saúde humana. Contudo, se a água tratada apresentar um valor inferior a 12°C poderá existir uma redução da eficiência da desinfeção, aumento da viscosidade da água e diminuição da velocidade de filtração (Mendes e Santos, 2004).

O gráfico da Figura 22 apresenta a variação da Temperatura média ($^\circ\text{C}$) na água tratada no Município de Amarante, sendo que não sofreu grande variação. Além do mais, a água tratada apresentava valores de temperatura superiores a 12°C , não causando impacto da natureza dos acima referidos. O menor valor da média em relação à temperatura é em RR Candemil IV com $12,44^\circ\text{C}$.

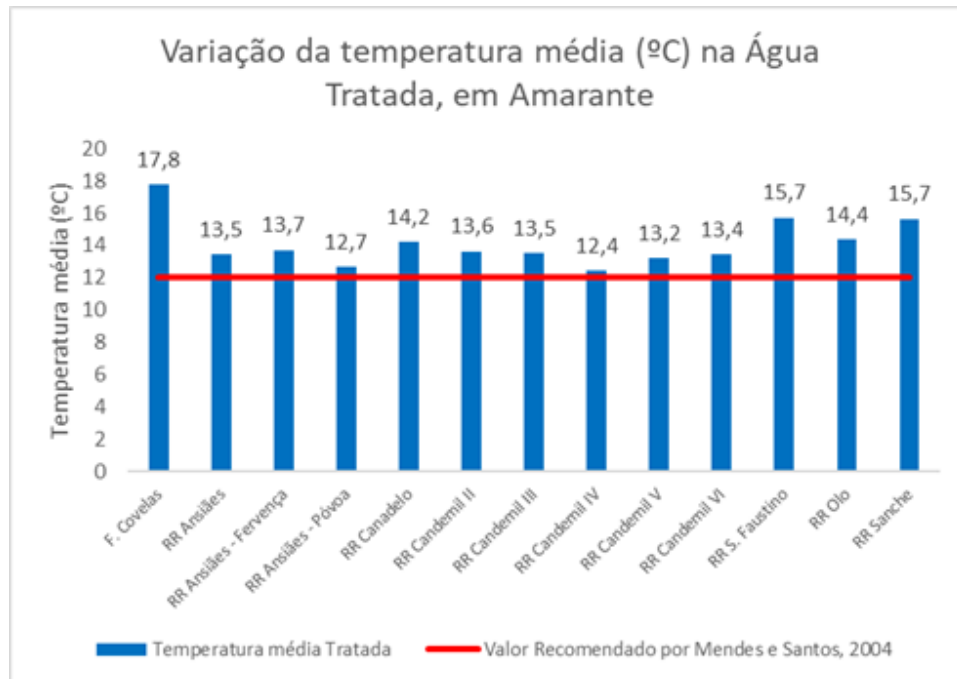


Figura 22 Variação da temperatura média (°C) em água tratada nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde à temperatura média na água tratada e o vermelho corresponde ao valor recomendado por Mendes e Santos (2004).

O gráfico da Figura 23 apresenta a variação da Temperatura média (°C) na água tratada no Município de Baião. Os valores da temperatura apresentam alguma variação, mas nenhuma das médias na água tratada é inferior a 12°C.

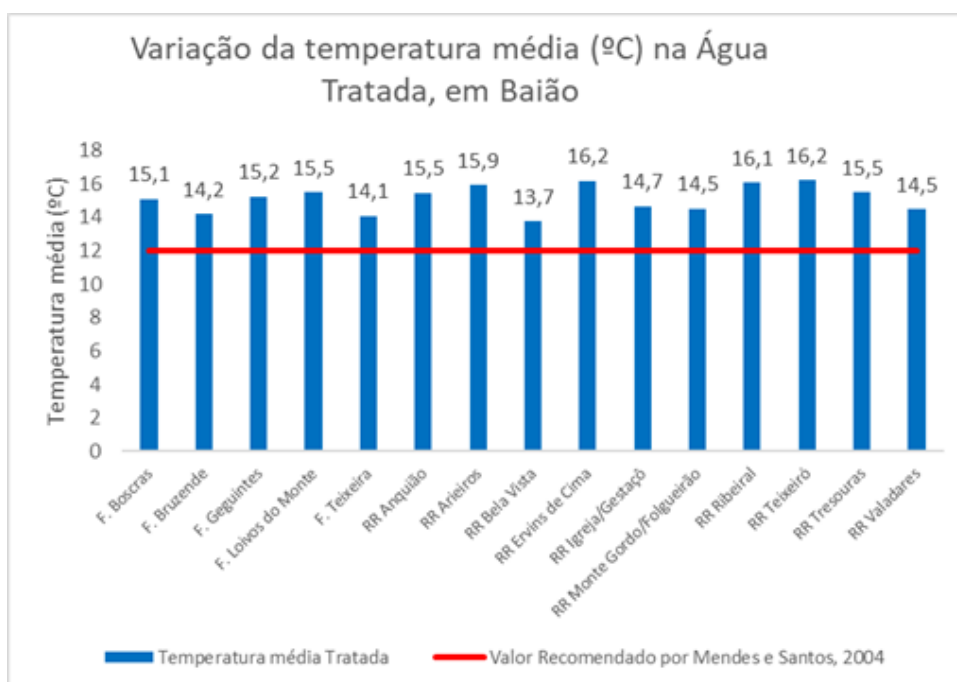


Figura 23 Variação da temperatura média (°C) em água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde à temperatura média na água tratada e o vermelho corresponde ao valor recomendado por Mendes e Santos (2004).

No gráfico da Figura 24 é possível observar a variação da Temperatura média (°C) na água tratada no Município de Celorico de Basto. Este município não apresenta valores abaixo dos 12°C na água tratada, permitindo que a água circule normalmente e sem efeitos adversos no tratamento.

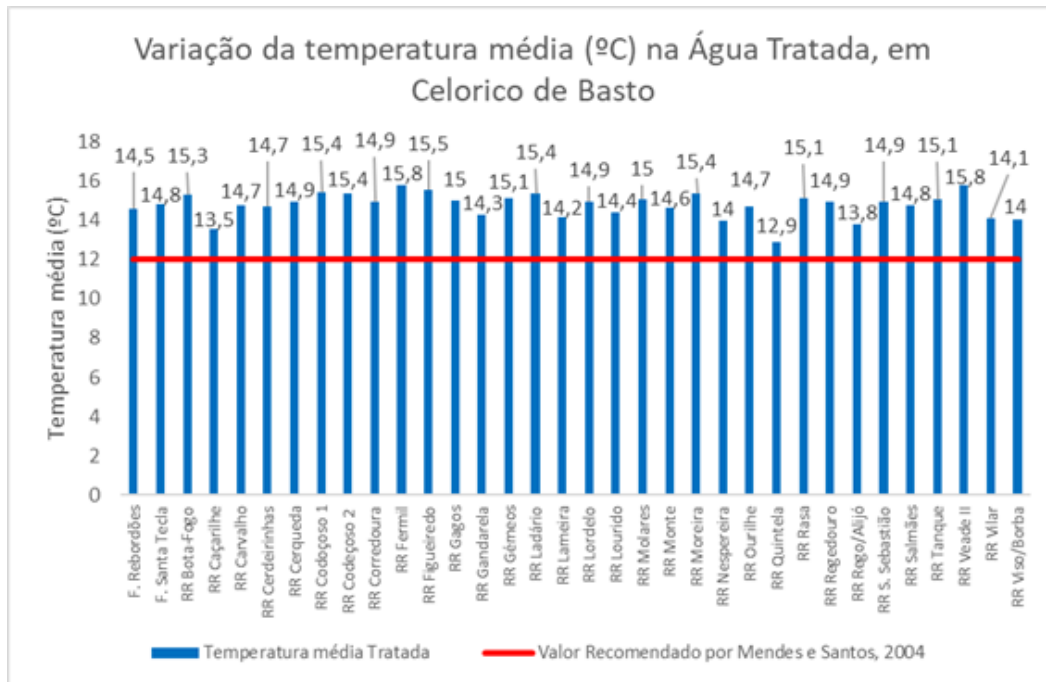


Figura 24 Variação da temperatura média (°C) em água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde à temperatura média na água tratada e o vermelho corresponde ao valor recomendado por Mendes e Santos (2004).

4.4. pH

O pH pode provocar a corrosão de tubos de metal, afetar a eficiência da desinfecção e promover o aparecimento de produtos de desinfecção (Kim *et al.*, 2011; Banna *et al.*, 2014). A empresa Águas do Norte está a implementar sistemas de correção de pH, com recurso a brita calcária, nos 3 Municípios onde não existe esta etapa de tratamento e onde os valores paramétricos não estão a ser cumpridos. Nos locais onde já existe ajuste de pH com hidróxido de sódio, está a decorrer a sua substituição também por brita calcária, visto que é um composto mais económico e ecológico. Como o pH não provoca qualquer efeito direto para a saúde humana, a água com valores inferiores ao intervalo paramétrico continua a ser distribuída.

O gráfico da Figura 25 apresenta a variação do pH médio (E. Sorensen) no Município de Amarante. Neste município todos os reservatórios e o fontanário sofrem

correção de pH com recurso a hidróxido de sódio/brita calcária devido aos baixos valores de pH na água bruta.

A maioria dos reservatórios e fontanário apresentavam valores de pH abaixo do limite inferior do intervalo 6,5 a 9,5 E. Sorensen antes do ajuste. Após o tratamento, todos os valores de pH subiram para o intervalo paramétrico, sendo que o menor valor da média de pH obtido foi em RR Candemil VI (6,51 E. Sorensen) e o maior em RR Canadelo (7,13 E. Sorensen).

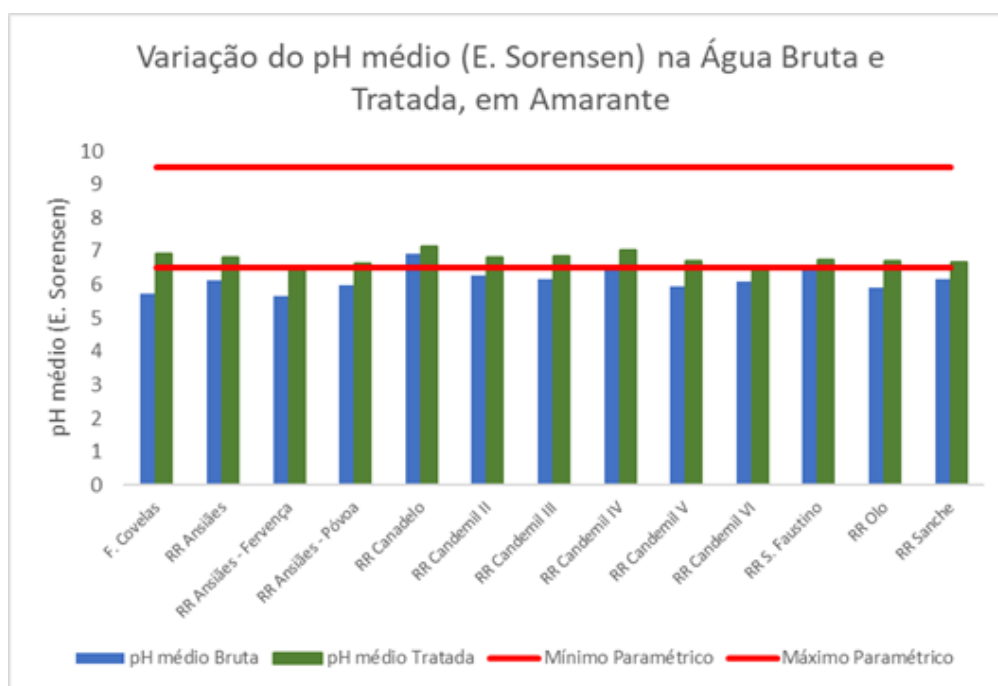


Figura 25 Variação do pH médio (E. Sorensen) em água bruta e tratada nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde ao pH médio na água bruta, o verde corresponde ao pH médio na água tratada e o vermelho corresponde ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual.

O gráfico da Figura 26 apresenta a variação do pH médio (E. Sorensen) no Município de Baião. Em Baião apenas os fontanários sofrem um ajuste de pH, pois sem o tratamento o valor não iria atingir os 6,5 E. Sorensen.

Pode observar-se que todos os fontanários apresentam valores de pH acima dos 6,5 E. Sorensen como disposto na legislação em vigor, assim como todos os reservatórios. Existe uma diminuição da média em diferentes reservatórios e fontanários da água bruta para a tratada, pois estes valores tratam-se de médias recolhidas ao longo de 8 meses. No entanto, mesmo existindo essa diminuição na média todos os valores nas amostras de água tratada encontram-se acima do intervalo paramétrico.

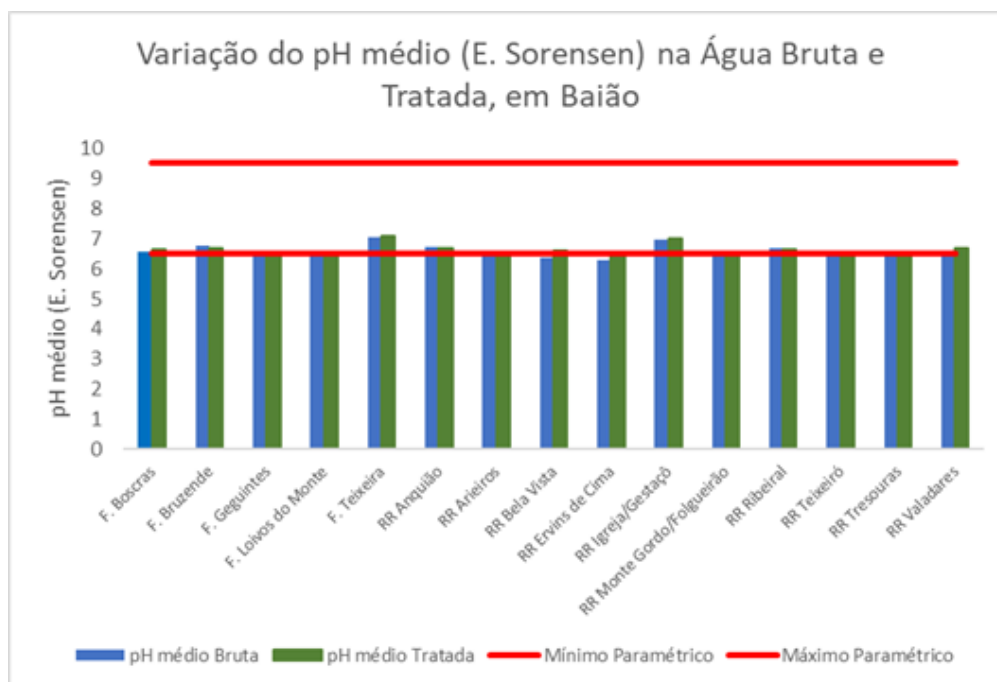


Figura 26 Variação do pH médio (E. Sorensen) em água bruta e tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baía. O azul corresponde ao pH médio na água bruta, o verde corresponde ao pH médio na água tratada e o vermelho corresponde ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual.

Nos gráficos da Figura 27 é possível observar a variação do pH médio (E. Sorensen) no Município de Celorico de Basto. Nestes gráficos existe algumas falhas de valores em água bruta nos reservatórios: RR Cerqueda, RR Codeçoso 1, RR Corredoura, RR Lordelo, RR Monte, RR Rasa, RR Veade II e RR Vilar, pois não existe condições para a recolha de amostras de água bruta devido ao difícil acesso às origens.

Neste município apenas o RR Ladário e o RR Figueiredo sofrem um ajuste de pH. É importante observar que a maioria dos reservatórios e fontanários apresentam valores da média para a água tratada em torno dos 6 E. Sorensen. Assim sendo, a empresa está a implementar sistemas de correção de pH para que este parâmetro se encontre dentro do intervalo recomendado pela legislação.

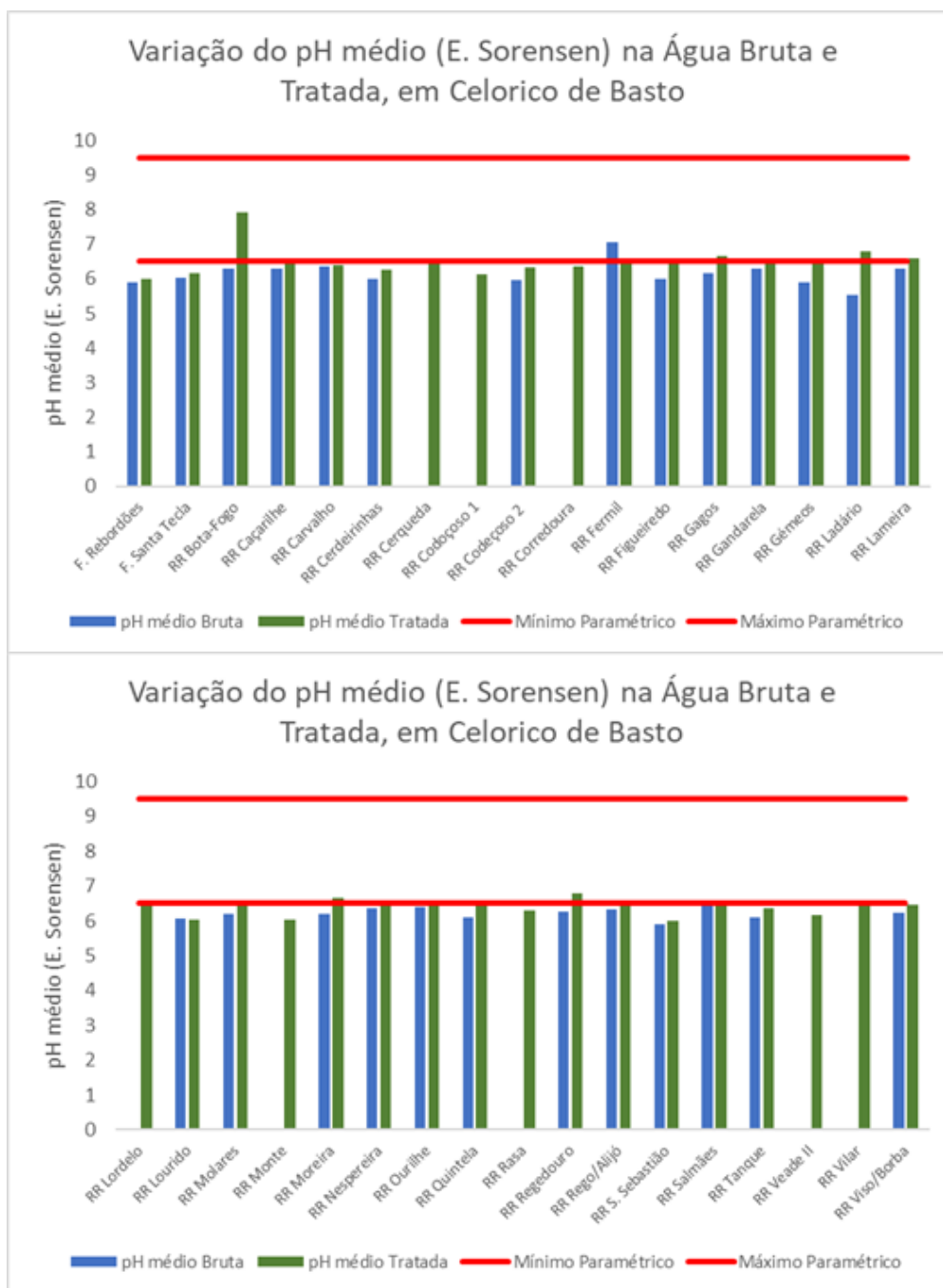


Figura 27 Variação do pH médio (E. Sorensen) em água bruta e tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde ao pH médio na água bruta, o verde corresponde ao pH médio na água tratada e o vermelho corresponde ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual. O gráfico deste município foi dividido em 2, de modo a facilitar a análise.

4.5. Alumínio

A água potável é uma das principais fontes de exposição ao Al, pois permite o seu transporte, metabolização e facilita a sua absorção, aumentando a probabilidade da existência de efeitos tóxicos em seres vivos (Willhite *et al.*, 2014; Niu, 2018). Em

particular, no ser humano pode provocar diversas doenças neurodegenerativas, como Alzheimer e Parkinson (Sieliechi *et al.*, 2010; Campos *et al.*, 2017; Niu, 2018). Todos estes efeitos levaram ao aumento da monitorização deste parâmetro, assim como acontece na Águas do Norte.

O gráfico da Figura 28 apresenta a variação do Al médio ($\mu\text{g/L Al}$) na água tratada no Município de Amarante. Existe uma grande variação de valores nos diferentes pontos de amostragem, destacando o RR Candemil V ($29,80 \mu\text{g/L Al}$). No entanto, mesmo a média do referido reservatório é muito inferior ao limite estabelecido pela legislação de $200 \mu\text{g/L Al}$ (Decreto-Lei nº. 152/2017).

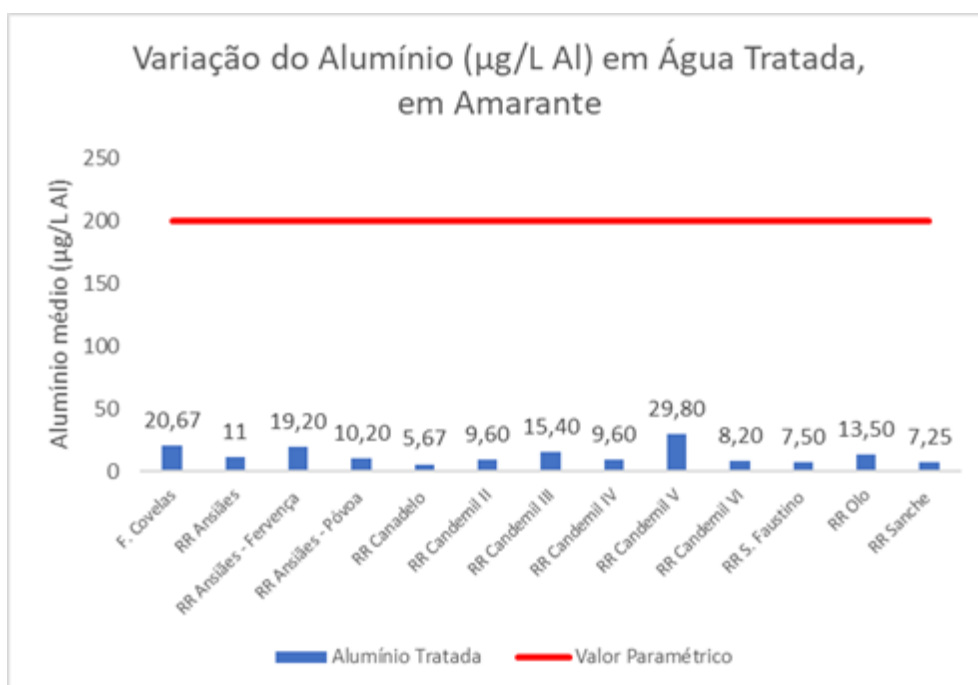


Figura 28 Variação do alumínio médio da água tratada ($\mu\text{g/L Al}$) nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde ao alumínio médio na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

O gráfico da Figura 29 mostra a variação do Al médio ($\mu\text{g/L Al}$) na água tratada no Município de Baião. É possível observar que a maioria dos reservatórios e fontanários apresentam valores médios muito baixos (abaixo dos $5 \mu\text{g/L Al}$). Todavia, o F. Loivos do Monte (com $25 \mu\text{g/L Al}$) e o RR Bela Vista (com $18,375 \mu\text{g/L Al}$) sobressaem com valores mais elevados. Tal como em Amarante, também neste município não existe incumprimento da legislação, pois os dois picos referidos anteriormente encontram-se muito abaixo do valor paramétrico de $200 \mu\text{g/L Al}$ (Decreto-Lei nº. 152/2017).

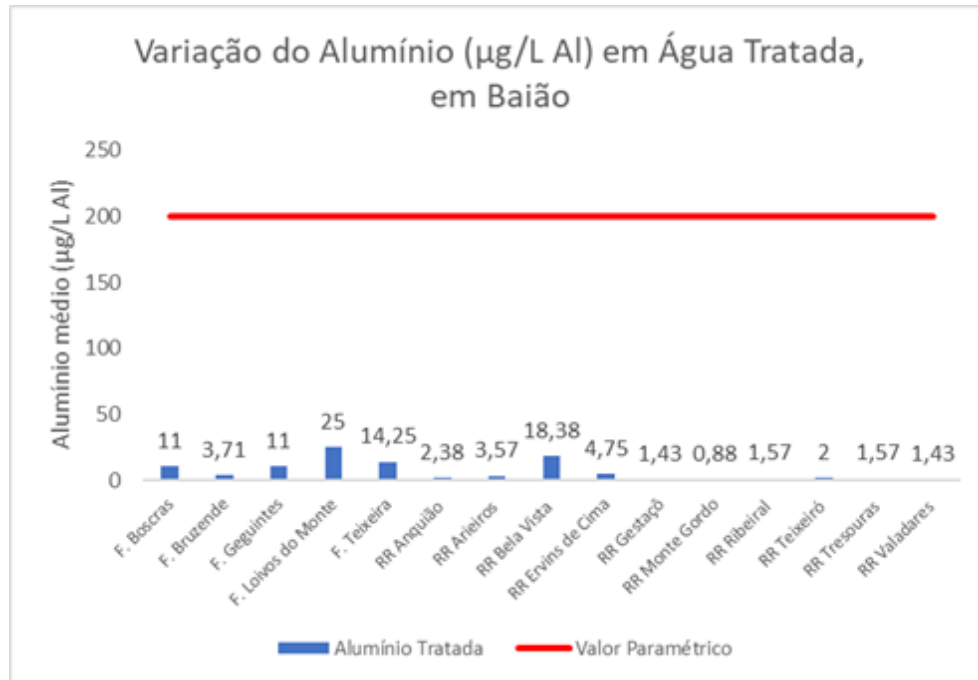


Figura 29 Variação do alumínio médio da água tratada ($\mu\text{g/L Al}$) nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde ao alumínio médio na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

No gráfico da Figura 30 é demonstrada a variação do Al médio ($\mu\text{g/L Al}$) na água tratada no Município de Celorico de Basto. Este município apresenta uma maior variação nas médias do Al para os diferentes pontos de amostragem, salientando diversos picos, nomeadamente, RR Lourido ($59 \mu\text{g/L Al}$, maior valor médio observado), RR Monte ($44 \mu\text{g/L Al}$), RR Codeçoso 1 ($42 \mu\text{g/L Al}$), RR S. Sebastião ($42 \mu\text{g/L Al}$) e RR Viso/Borba ($40 \mu\text{g/L Al}$). Contudo, como nos municípios anteriores, mesmo o valor da média mais elevado encontra-se muito abaixo do valor paramétrico disposto no decreto-lei atual ($200 \mu\text{g/L Al}$) (Decreto-Lei nº. 152/2017).

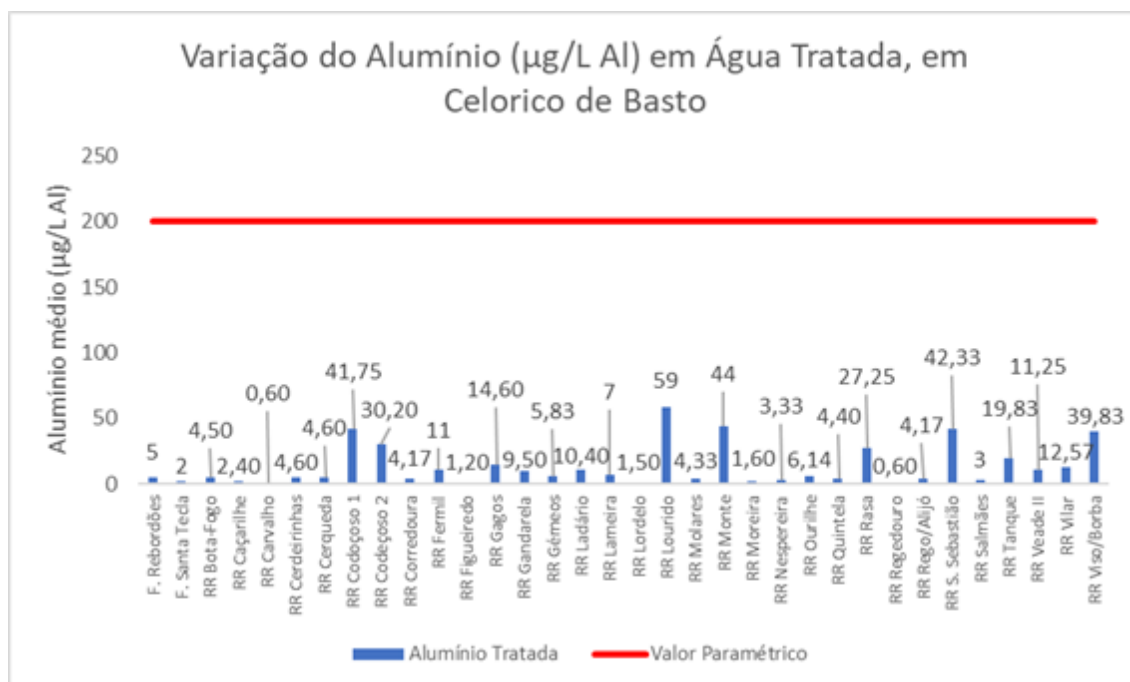


Figura 30 Variação do alumínio médio da água tratada (µg/L Al) nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde ao alumínio médio na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

4.6. Coliformes Totais e *Escherichia coli*

A avaliação da qualidade microbiológica tem um papel muito importante, devido ao elevado número e diversidade de microrganismos patogénicos presentes na água capazes de transmitir doenças (Silva *et al.*, 2017; Stolf e Molz, 2017). Os principais indicadores da qualidade da água deste parâmetro são os coliformes totais e a *E. coli*, permitindo identificar a presença de diversos agentes patogénicos (Aulenbach, 2010).

O gráfico da Figura 31 mostra a média de coliformes totais e *E. coli* presentes (UFC/100 mL) em amostras de água bruta e tratada divididas pelos 3 Municípios. Neste parâmetro apenas as amostras de água bruta apresentam microorganismos, demonstrando a eficiência da desinfecção em todos os reservatórios e fontanários.

As médias mais elevadas são observadas na coluna dos coliformes totais, visto que na sua ausência não se observa o desenvolvimento da *E. coli*. O valor das médias que sobressaem são dos coliformes totais em água bruta, sendo que em Amarante é 37,10 UFC/100 mL, em Baião é 42,05 UFC/100 mL e em Celorico de Basto é 18,67 UFC/100 mL.

Por fim, Baião apresenta um valor de média na água tratada de 1,36 UFC/100 mL, podendo ser justificado por contaminação na recolha da amostra, pois também é

efetuada por operacionais sem certificação. Quando surge um resultado diferente de 0 UFC/100 mL em água tratada, efetua-se um ajuste do tratamento, seguindo-se de uma nova recolha e posterior análise. Neste caso, concluiu-se que se tratava de uma situação pontual, que foi corrigida de imediato. No entanto, como o gráfico apresenta o valor da média ao longo do tempo por município foi incluído esse resultado.

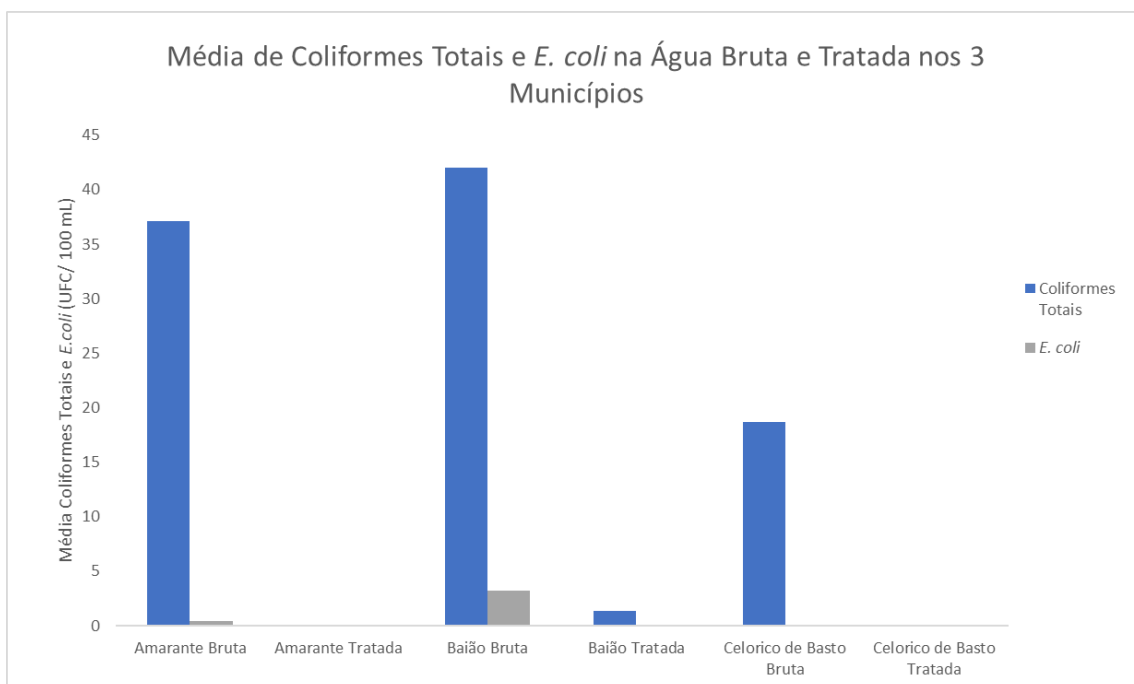


Figura 31 Média de Coliformes Totais e *E. coli* (UFC/100 mL) em água bruta e tratada dos Municípios de Amarante, Baião e Celorico de Basto. As colunas a azul correspondem aos Coliformes Totais, enquanto que as colunas a cinzento correspondem às *E. coli*.

4.7. Cloro Residual Livre (Desinfecção)

A desinfecção da água é efetuada com o objetivo de atingir um nível desejado de eliminação de microrganismos e assegurar a prevalência de um teor residual de desinfetante na água tratada ao longo da rede (Nouri et al., 2015; Pereira, 2017). Na empresa Águas do Norte a desinfecção é efetuada com recurso a hipoclorito de sódio, logo é necessário fazer análise ao cloro residual livre (Figueiredo, 2004; Rego, 2004).

O intervalo recomendado (0,2 a 0,6 mg/L Cl_2) disposto na legislação atual é referente ao valor de cloro residual na torneira do consumidor. Ao contrário dos reservatórios, os fontanários não apresentam rede distribuição, logo são considerados pontos ao consumidor (Decreto-Lei nº. 152/2017).

Nos gráficos da Figura 32 observa-se a variação do cloro residual livre (mg/L Cl_2) em água tratada no Município de Amarante. Verificou-se que o valor recomendado para

este parâmetro foi cumprido no F. Covelas (0,46 mg/L Cl_2). Relativamente aos reservatórios, existe uma variabilidade de valores, porque o cloro residual livre tende a diminuir à medida que percorre a rede. Essa diminuição de concentração deve-se ao conteúdo orgânico e inorgânico da água, a concentração de cloro adicionado, as condições hidráulicas do escoamento, a idade e material das condutas, a intensidade de colonização por biofilme, a temperatura e o tempo de percurso da água (Figueiredo, 2014).

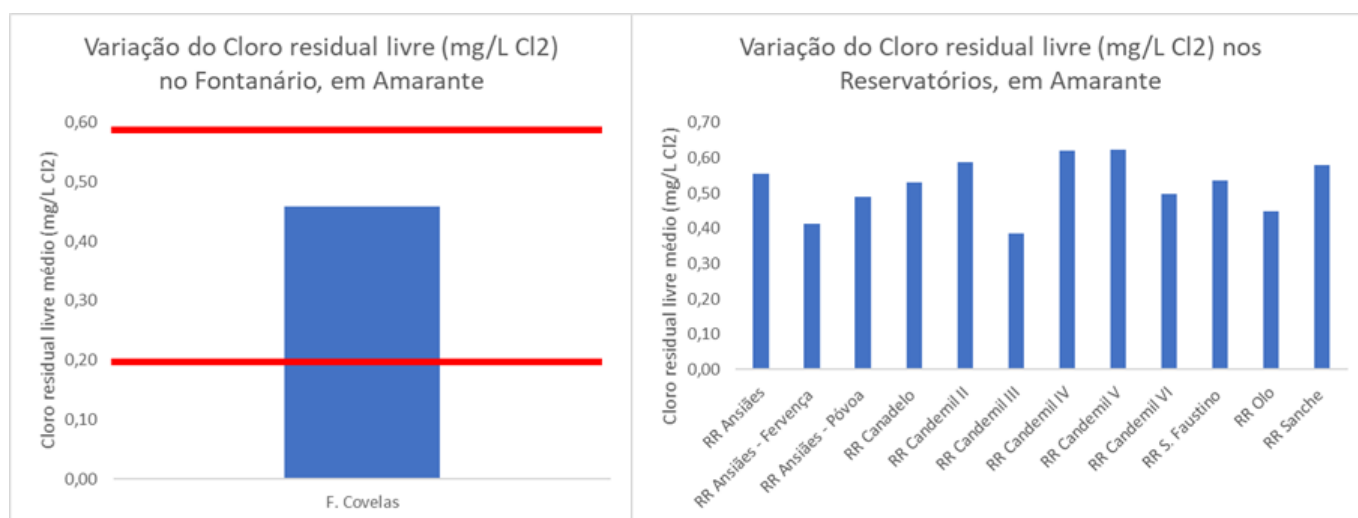


Figura 32 Variação do cloro residual livre médio (mg/L Cl_2) em água tratada nos reservatórios autónomos e fontanário do Município de Amarante. O azul corresponde ao cloro residual livre médio na água tratada e o vermelho ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual.

Os gráficos da Figura 33 apresentam a variação do cloro residual livre (mg/L Cl_2) em água tratada no Município de Baião. Também neste município, os fontanários encontram-se dentro do intervalo recomendado (0,2 a 0,6 mg/L Cl_2) (Decreto-Lei nº. 152/2017). Em relação aos reservatórios, os valores são distintos pelos fatores referidos anteriormente (Figueiredo, 2014).

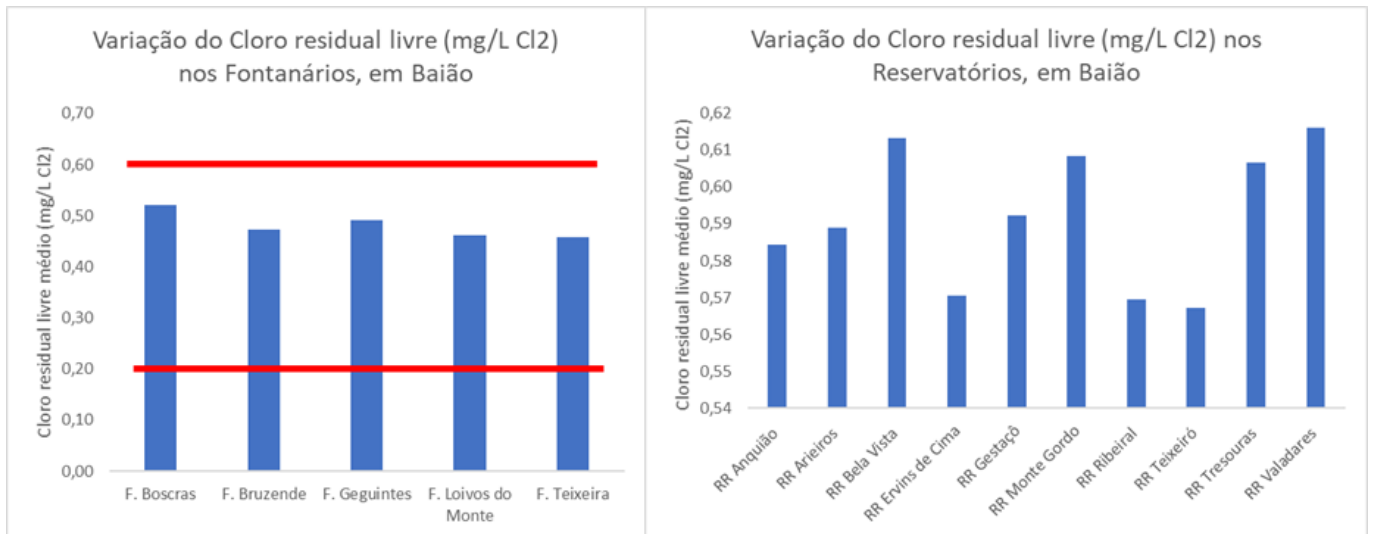
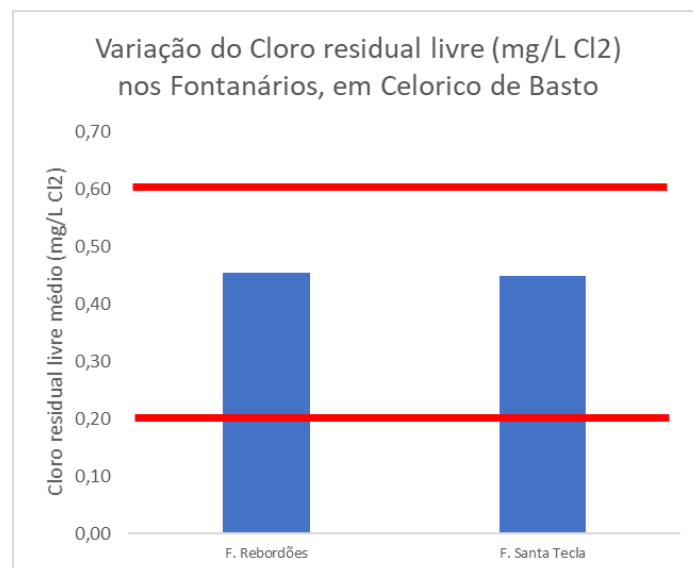


Figura 33 Varição do cloro residual livre médio (mg/L Cl₂) em água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Baião. O azul corresponde ao cloro residual livre médio na água tratada e o vermelho ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual.

Os gráficos da Figura 34 expõem a variação do cloro residual livre (mg/L Cl₂) em água tratada no Município de Celorico de Basto. Tal como nos municípios anteriores, os fontanários registam valores dentro do intervalo recomendado pela legislação (0,2 a 0,6 mg/L Cl₂) (Decreto-Lei nº. 152/2017). Quanto aos reservatórios, acontece o mesmo que nos restantes municípios (Figueiredo, 2014).



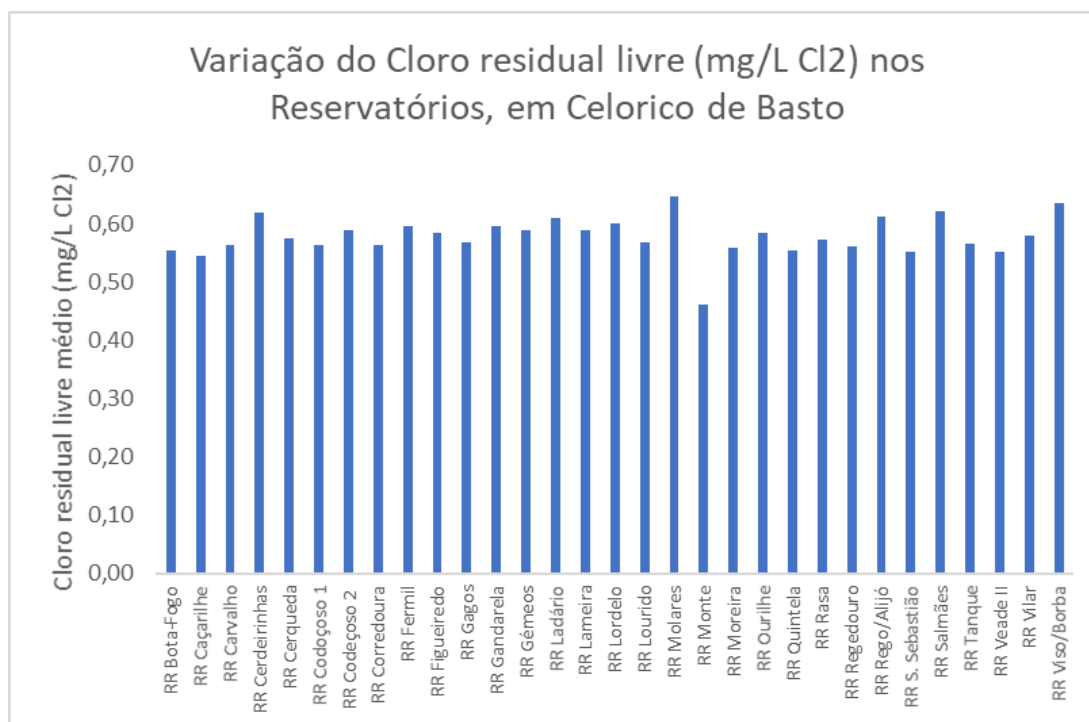


Figura 34 Variação do cloro residual livre médio (mg/L Cl₂) em água tratada nos reservatórios autónomos e fontanários do Município de Celorico de Basto. O azul corresponde ao cloro residual livre médio na água tratada e o vermelho ao intervalo paramétrico disposto pela legislação atual.

4.8. Ferro e Manganês (Higienizações)

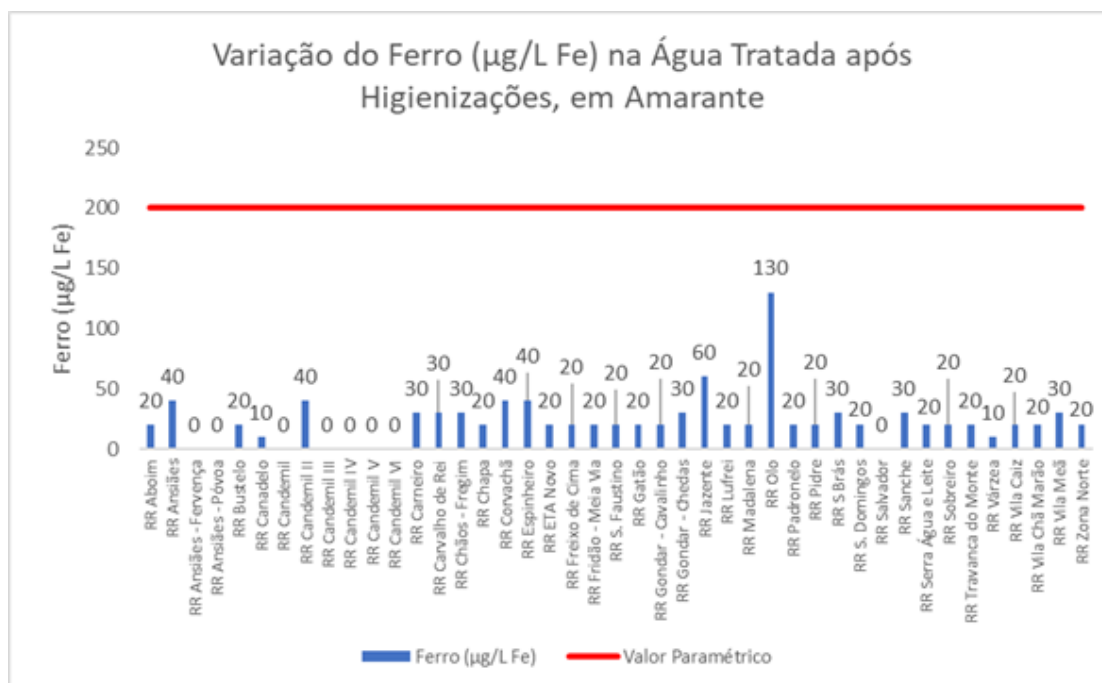
Durante o armazenamento da água num reservatório, a água pode estar imobilizada durante algum período de tempo, podendo originar a formação de um biofilme nas paredes e a deposição de sedimentos no fundo do reservatório. Geralmente, os biofilmes formados têm cor acastanhada devido à presença de óxidos de Fe e Mn (Barloková e Ilavský, 2010; Guedes, 2014; Outram *et al.*, 2016). Por consequência, é obrigatório proceder a pelo menos uma higienização dos reservatórios anualmente, podendo o período ser mais apertado ou alargado de acordo com as características de qualidade da água, do tipo de reservatório e do seu estado de conservação (ERSAR, 2018). Neste caso todos os reservatórios (autónomos e sistema em alta) sofreram higienização.

Os gráficos da Figura 35 apresentam a variação do Fe (µg/L Fe) e Mn (µg/L Mn) obtidos após a higienização dos reservatórios no Município de Amarante. Existe uma grande variação de resultados tanto para o Fe como para o Mn em todos os reservatórios, mas são valores que se encontram bem abaixo do que é estabelecido pela legislação. É possível observar que existem 2 pontos com valores mais representativos, tais como 130 µg/L Fe no RR Olo e 18 µg/L Mn no RR Várzea.

O RR Olo sempre apresentou valores mais elevados para o Fe mesmo em água bruta devido ao solo de onde a água é captada, sendo que neste reservatório existe o tratamento com *Manganese Greensand Plus*. No entanto, mesmo com o tratamento pode existir a formação de incrustações nas paredes internas. Ao sofrer a higienização houve a libertação dessas incrustações, originando uma concentração mais elevada de Fe à saída do reservatório.

Por outro lado, o RR Várzea é um reservatório do sistema em alta, assim sendo apenas são efetuadas análises por um laboratório acreditado. Não existe um historial de valores elevados em Mn. Este valor pode ser justificado pela presença de incrustações de Mn no reservatório que acabaram por ser libertadas aquando da higienização, tratando-se de uma situação pontual.

Após a obtenção destes valores mais elevados em RR Olo e RR Várzea procedeu-se à correção desses parâmetros e posterior análise. Mesmo com os valores mais elevados dos picos descritos anteriormente não existiu incumprimentos nestes parâmetros, pois segundo a legislação o Fe apresenta um valor paramétrico de 200 µg/L Fe e o Mn tem o valor limite de 50 µg/L Mn (Decreto-Lei nº. 152/2017).



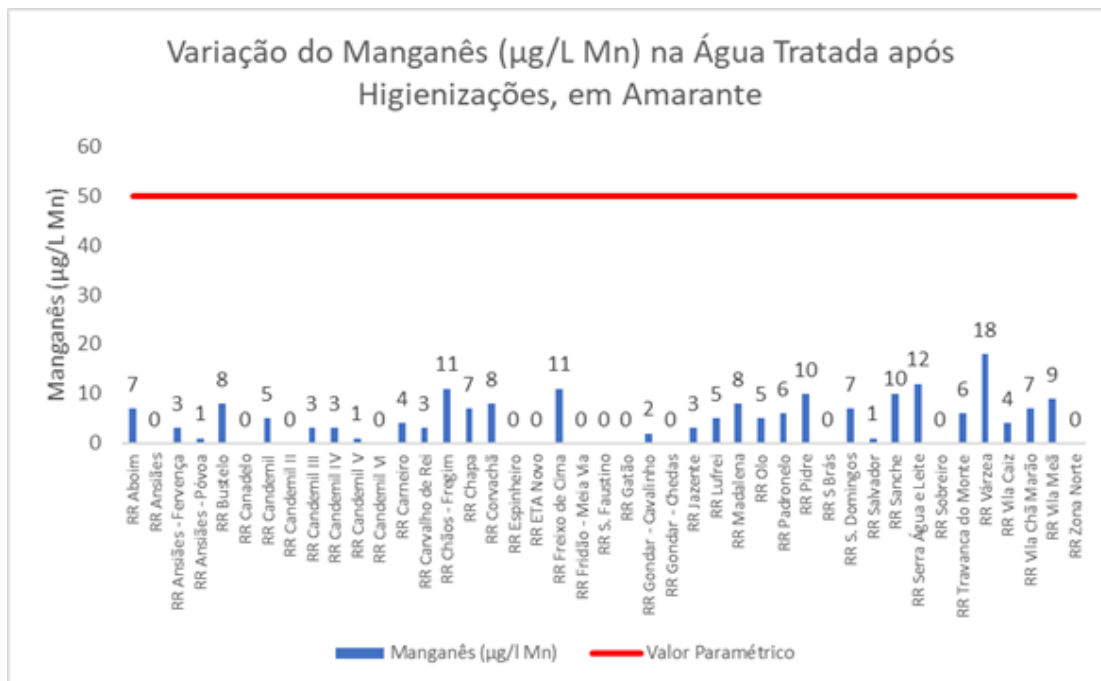


Figura 35 Variação do Fe ($\mu\text{g/L Fe}$) e Mn ($\mu\text{g/L Mn}$) em água tratada obtidos após a higienização dos reservatórios (autónomos e sistema em alta) no Município de Amarante. O azul corresponde ao ferro ou manganês na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

Os gráficos da Figura 36 mostram a variação do Fe ($\mu\text{g/L Fe}$) e Mn ($\mu\text{g/L Mn}$) obtidos após a higienização dos reservatórios no Município de Baião. Os valores para o Mn mantêm-se constantes ($0 \mu\text{g/L Mn}$), estando de acordo com a legislação em vigor ($50 \mu\text{g/L Mn}$). Enquanto que, os valores para o Fe apresentam mais variação, destacando-se RR Anquião ($170 \mu\text{g/L Fe}$) e RR Frende ($80 \mu\text{g/L Fe}$). Estes valores mais elevados em Fe devem-se a incrustações nas paredes internas do reservatório, pois não existe registo de valores tão elevados nesses dois pontos de amostragem. Também neste município não se verificou incumprimentos ao nível do Fe ($200 \mu\text{g/L Fe}$).

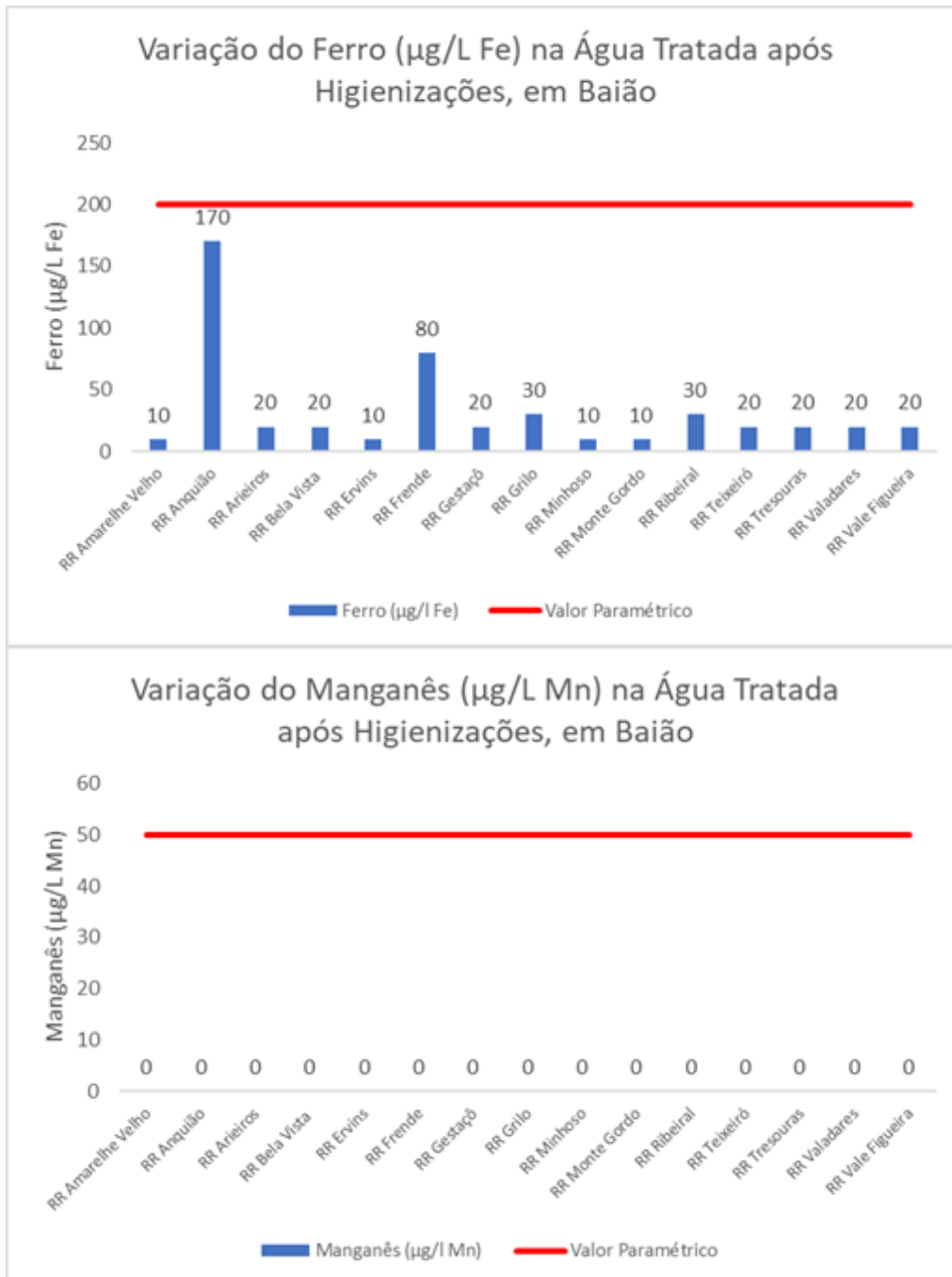


Figura 36 Variação do Fe ($\mu\text{g/L Fe}$) e Mn ($\mu\text{g/L Mn}$) em água tratada obtidos após a higienização dos reservatórios (autónomos e sistema em alta) no Município de Baião. O azul corresponde ao ferro ou manganês na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

Os gráficos da Figura 37 expõem a variação do Fe ($\mu\text{g/L Fe}$) e Mn ($\mu\text{g/L Mn}$) obtidos após a higienização dos reservatórios no Município de Celorico de Basto. Quanto ao Mn, não existiu nenhum valor preocupante, sendo que os picos que sobressaem são em RR Codeçoso 1 e RR Codeçoso 2, ambos com um valor de 3 $\mu\text{g/L Mn}$, ou seja, valores muito abaixo do que é permitido pela legislação (50 $\mu\text{g/L Mn}$). Quanto ao Fe, existe maior variabilidade nos valores, com RR Regedouro a apresentar

80 µg/L Fe. Este valor mais elevado deve-se, novamente, à presente de incrustações nas paredes do reservatório que foram libertadas com a higienização. Apesar do valor mais elevado de RR Regedouro não se observaram incumprimentos para o parâmetro de Fe.

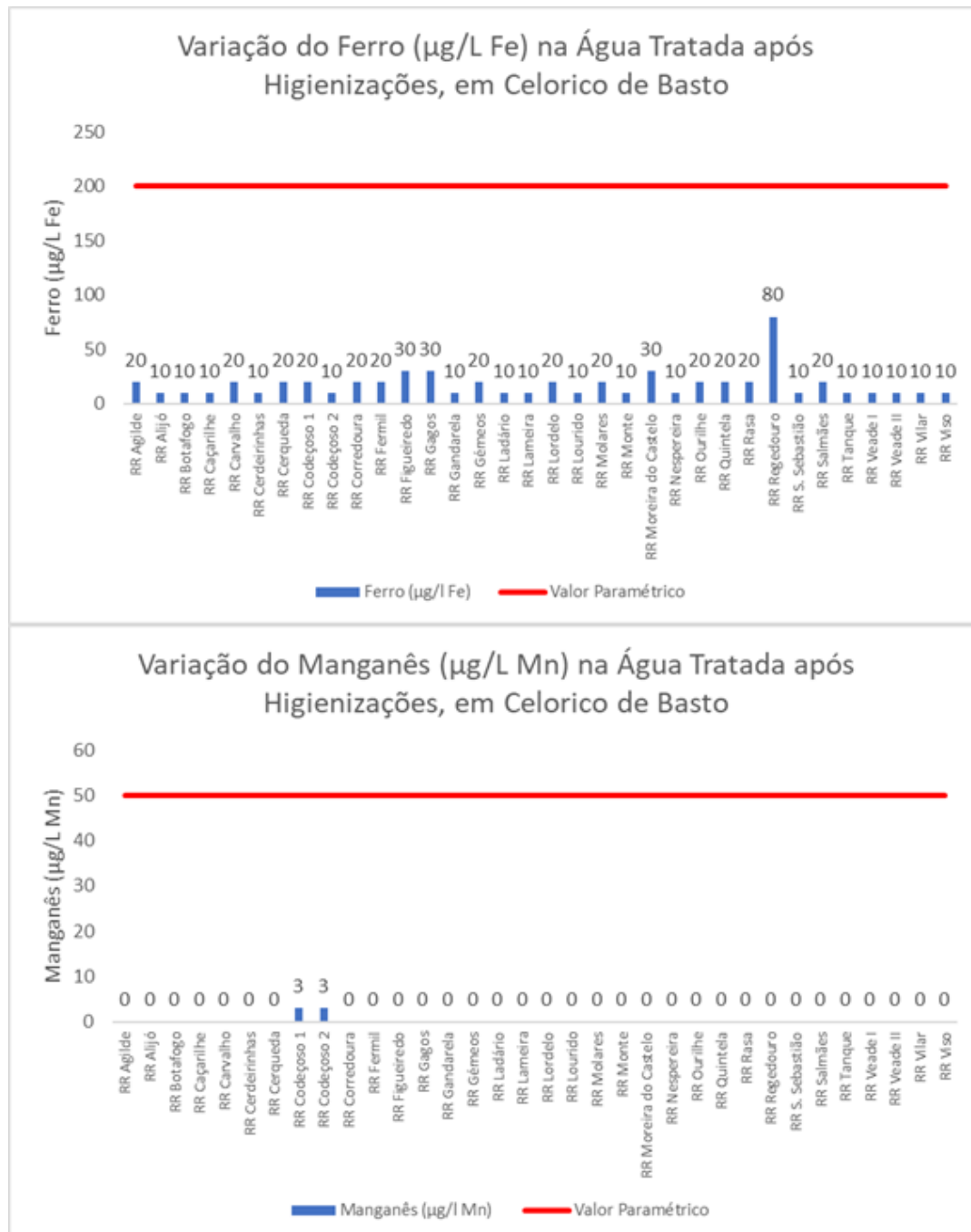


Figura 37 Variação do Fe (µg/L Fe) e Mn (µg/L Mn) em água tratada obtidos após a higienização dos reservatórios (autónomos e sistema em alta) no Município de Celorico de Basto. O azul corresponde ao ferro ou manganês na água tratada e o vermelho corresponde ao limite disposto pela legislação atual.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No âmbito do PCO e nas ZAs com sistemas de tratamento não ocorreram incumprimentos nos três Municípios (Amarante, Baião e Celorico de Basto) ao longo dos 8 meses. Ao nível da turvação todas as amostras de água tratada apresentaram valores inferiores a 1 NTU, sendo que o valor paramétrico disposto pela legislação é 4 NTU. A condutividade tem um valor paramétrico de 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (20°) e nenhum Município apresentou valores próximos ao limite. Quanto à temperatura, não foram registados valores inferiores a 12°C na água tratada. Para além disso, a empresa Águas do Norte está a implementar sistemas de correção de pH, com recurso a brita calcária nos SAA onde não existe esta etapa de tratamento e onde os valores paramétricos não estão a ser cumpridos. Nos locais onde já existe ajuste de pH com hidróxido de sódio, está a decorrer a sua substituição também por brita calcária. Como o pH não provoca qualquer efeito direto para a saúde humana, a água com valores inferiores ao intervalo paramétrico continua a ser distribuída. É efetuado um ajuste de pH em todos os reservatórios e fontanário de Amarante, em todos os fontanários de Baião e nos reservatórios – RR Figueiredo e RR Ladário, em Celorico de Basto, para atingir valores dentro do intervalo 6,5 a 9,5 E. Sorensen. O alumínio é monitorizado devido aos diferentes efeitos graves que pode provocar ao Homem, no decorrer do estágio não foram registados incumprimentos. Os coliformes totais e *E. coli* são analisados, de modo a monitorizar a eficácia do tratamento ao longo do tempo. Para tal, qualquer que seja o número de coliformes totais e *E. coli* na água bruta, a água tratada não poderá apresentar esses microrganismos para que o tratamento seja eficaz. Na monitorização dos 3 Municípios constatou-se essa eficiência, uma vez que não foram verificadas essas bactérias. Analisou-se o cloro residual livre para fazer o controlo da desinfeção.

Anualmente deve ser efetuada a desinfeção de todos os reservatórios nos diferentes Municípios. Alguns dos parâmetros a ser analisado após as higienizações são o ferro e o manganês. Verificou-se que alguns locais apresentavam valores mais elevados devido a incrustações libertadas das paredes internas do reservatório, mas em nenhuma situação ocorreu incumprimento da legislação, tratando-se de uma situação pontual.

Para terminar, foi possível concluir que o processo de tratamento é eficaz, pois todas as amostras quando comparadas com a legislação estavam sempre abaixo dos valores paramétricos dispostos, demonstrando a qualidade da água fornecida à população.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbaspour, N., Hurrell, R. & Kelishadi, R. (2014). Review on iron and its importance for human health. *Journal of research in medical sciences: the official journal of Isfahan University of Medical Sciences* 19(2): 164.
- Abdul, K. S. M., Jayasinghe, S. S., Chandana, E. P., Jayasumana, C. & De Silva, P. M. C. (2015). Arsenic and human health effects: A review. *Environmental toxicology and pharmacology* 40(3): 828-846.
- Adegbola, A. A. & Adewoye, A. O. (2012). Impact assessment of selected pollution sources on groundwater quality in wells in Gambari Community, Ogbomoso, Nigeria. *International Journal of Modern Engineering Research* 2(5): 3118-3122.
- AdNorte (2017). Portal das Águas do Norte. In *Quem somos*, Vol. 2020.
- Afolabi, T., Ogbuneke, C., Ogunkunle, O. & Bamiro, F. (2012). Comparative assessment of the potable quality of water from industrial, urban and rural parts of Lagos, Nigeria. *Ife Journal of Science* 14(2): 221-232.
- Afonso, Â. (2013). Relatório de Projeto Curricular-Controlo da Qualidade da Água para Consumo Humano-CM Sabugal. In *Escola Superior de Tecnologia e Gestão*, 1-99: Instituto Politécnico da Guarda.
- Ahmad, A. & Bhattacharya, P. (2019). Arsenic in drinking water: is 10 µg/L a safe limit? *Current Pollution Reports* 5(1): 1-3.
- Ahmad, K. S. (2018). Evaluating the adsorption potential of alachlor and its subsequent removal from soils via activated carbon. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* 27(4): 249-266.
- Al-Otoun, F., Al-Ghouti, M. A., Ahmed, T. A., Abu-Dieyeh, M. & Ali, M. (2016). Disinfection by-products of chlorine dioxide (chlorite, chlorate, and trihalomethanes): Occurrence in drinking water in Qatar. *Chemosphere* 164: 649-656.
- Alabi, O. A. & Adeoluwa, Y. M. (2020). Production Usage, and Potential Public Health Effects of Aluminum Cookware: A Review. *Annals of Science and Technology* 5(1): 20-30.
- Alamolhodaie, N. S., Shirani, K. & Karimi, G. (2015). Arsenic cardiotoxicity: An overview. *Environmental toxicology and pharmacology* 40(3): 1005-1014.

- Alka, S., Shahir, S., Ibrahim, N., Ndejiko, M. J., Vo, D.-V. N. & Abd Manan, F. (2020). Arsenic removal technologies and future trends: A mini review. *Journal of Cleaner Production*: 123805.
- Almeida, C., Mendonça, J., Jesus, M. & Gomes, A. (2000). Sistemas aquíferos de Portugal continental. *Centro de Geologia da Fac. Ciências Univ. Lisboa, Instituto da Água* 3.
- Alvarez-Bastida, C., Martínez-Miranda, V., Solache-Ríos, M., Linares-Hernández, I., Teutli-Sequeira, A. & Vázquez-Mejía, G. (2018). Drinking water characterization and removal of manganese. Removal of manganese from water. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6(2): 2119-2125.
- APA, A. P. d. A. (2016). Relatório do Estado do Ambiente 2016. Vol. 2020, 224.
- Appleton, J. D. (2013). Radon in air and water. In *Essentials of medical geology*, 239-277: Springer.
- Aulenbach, B. T. (2010). Bacteria holding times for fecal coliform by mFC agar method and total coliform and *Escherichia coli* by Colilert®-18 Quanti-Tray® method. *Environmental monitoring assessment* 161(1-4): 147-159.
- Baharudin, F., Tadza, M. M., Imran, S. M. & Jani, J. (2018). Removal of iron and manganese in groundwater using natural biosorbent. In *IOP conference series: earth and environmental science*, Vol. 140, 012046: IOP Publishing.
- Bakar, C., Karaman, H. I. Ö., Baba, A. & Şengünalp, F. (2010). Effect of high aluminum concentration in water resources on human health, case study: Biga Peninsula, northwest part of Turkey. *Archives of environmental contamination and toxicology* 58(4): 935-944.
- Bamuwanye, M., Ogwok, P., Tumuhairwe, V., Eragu, R., Nakisozi, H. & Ogwang, P. E. (2017). Human health risk assessment of heavy metals in Kampala (Uganda) drinking water. *Journal of Food Research* 6(4): 6-16.
- Banna, M. H., Najjaran, H., Sadiq, R., Imran, S. A., Rodriguez, M. J. & Hoorfar, M. (2014). Miniaturized water quality monitoring pH and conductivity sensors. *Sensors and Actuators B: Chemical* 193: 434-441.
- Barloková, D. & Ilavský, J. (2010). Removal of iron and manganese from water using filtration by natural materials. *Polish Journal of Environmental Studies* 19(6): 1117-1122.
- Bartram, J. (2009). *Water safety plan manual: step-by-step risk management for drinking-water suppliers*. World Health Organization.
- Bellamri, N., Morzadec, C., Fardel, O. & Vernhet, L. (2018). Arsenic and the immune system. *Current Opinion in Toxicology* 10: 60-68.

- Betancourt, W. Q. & Rose, J. B. (2004). Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Veterinary parasitology* 126(1-2): 219-234.
- Bjørklund, G., Dadar, M., Peana, M., Rahaman, M. S. & Aaseth, J. (2020). Interactions between iron and manganese in neurotoxicity. *Archives of Toxicology* 94(3): 725-734.
- Bolisetty, S., Peydayesh, M. & Mezzenga, R. (2019). Sustainable technologies for water purification from heavy metals: review and analysis. *Chemical Society Reviews* 48(2): 463-487.
- Bourbas, F. & Houamdi, S. (2016). Suivie de l'évolution de la concentration de l'aluminium par la méthode LCK 301 des eaux du barrage de Taksebt. Université Mouloud Mammeri.
- Brack, W., Dulio, V., Ågerstrand, M., Allan, I., Altenburger, R., Brinkmann, M., Bunke, D., Burgess, R. M., Cousins, I. & Escher, B. I. (2017). Towards the review of the European Union Water Framework Directive: recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources. *Science of the Total Environment* 576: 720-737.
- Brito, A. G. d., Oliveira, J. & Peixoto, J. (2010). Tratamento de Água para Consumo Humano e Uso Industrial. *Tratamento de Água para Consumo Humano e Uso Industrial*: 20-24.
- Buckalew, D., Hartman, L., Grimsley, G., Martin, A. & Register, K. (2006). A long-term study comparing membrane filtration with *Colilert*® defined substrates in detecting fecal coliforms and *Escherichia coli* in natural waters. *Journal of Environmental Management* 80(3): 191-197.
- Burlingame, G. A., Doty, R. L. & Dietrich, A. M. (2017). Humans as sensors to evaluate drinking water taste and odor: a review. *Journal-American Water Works Association* 109(11): 13-24.
- Campdelacreu, J. (2014). Enfermedad de Parkinson y enfermedad de Alzheimer: factores de riesgo ambientales. *Neurología* 29(9): 541-549.
- Campos, D. A. G., de Melo Franco, J., de Abreu Filho, B. A., Bergamasco, R. & Yamaguchi, N. U. (2017). Avaliação da qualidade da água destinada ao consumo humano em instituição de ensino. *Revista da Universidade Vale do Rio Verde* 15(1): 289-298.
- Carvalho, H. R. F. (2014). Redução de perdas reais de água em sistemas de abastecimento de água. Definição de critérios para delimitação de zonas de medição e controlo. Vol. Mestrado, 1-131: Faculdade de Engenharia

- Chakraborti, D., Rahman, M. M., Das, B., Chatterjee, A., Das, D., Nayak, B., Pal, A., Chowdhury, U. K., Ahmed, S. & Biswas, B. K. (2017). Groundwater arsenic contamination and its health effects in India. *Hydrogeology Journal* 25(4): 1165-1181.
- Chao, K.-K., Chao, C.-C. & Chao, W.-L. (2004). Evaluation of *Colilert-18* for detection of coliforms and *Escherichia coli* in subtropical freshwater. *Applied environmental microbiology* 70(2): 1242-1244.
- Chao, W. (2006). Evaluation of *Colilert-18* for the detection of coliforms and *Escherichia coli* in tropical fresh water. *Letters in applied microbiology* 42(2): 115-120.
- Chappard, D., Bizot, P., Mabilieu, G. & Hubert, L. (2016). Aluminum and bone: Review of new clinical circumstances associated with Al³⁺ deposition in the calcified matrix of bone. *Morphologie* 100(329): 95-105.
- Chaukura, N., Marais, S. S., Moyo, W., Mbali, N., Thakalekoala, L. C., Ingwani, T., Mamba, B. B., Jarvis, P. & Nkambule, T. T. (2020). Contemporary issues on the occurrence and removal of disinfection byproducts in drinking water-A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 8(2): 103659.
- Chen, T.-C., Hseu, Z.-Y., Jean, J.-S. & Chou, M.-L. (2016). Association between arsenic and different-sized dissolved organic matter in the groundwater of black-foot disease area, Taiwan. *Chemosphere* 159: 214-220.
- Chiou, B., Neal, E. H., Bowman, A. B., Lippmann, E. S., Simpson, I. A. & Connor, J. R. (2019). Endothelial cells are critical regulators of iron transport in a model of the human blood–brain barrier. *Journal of Cerebral Blood Flow and Metabolism* 39(11): 2117-2131.
- Chowdhury, S., Mazumder, M. J., Al-Attas, O. & Husain, T. (2016). Heavy metals in drinking water: occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of the Total Environment* 569: 476-488.
- Clarke, R., Peyton, D., Healy, M. G., Fenton, O. & Cummins, E. (2017). A quantitative microbial risk assessment model for total coliforms and *E. coli* in surface runoff following application of biosolids to grassland. *Environmental pollution* 224: 739-750.
- Colomina, M. T. & Peris-Sampedro, F. (2017). Aluminum and Alzheimer's disease. *Neurotoxicity of metals*: 183-197.
- Crisponi, G., Fanni, D., Gerosa, C., Nemolato, S., Nurchi, V. M., Crespo-Alonso, M., Lachowicz, J. I. & Faa, G. (2013). The meaning of aluminium exposure on human health and aluminium-related diseases. *Biomolecular concepts* 4(1): 77-87.

- Cruz, G., Neto, S., Morais, S. N., de Araujo Costa, F. H., da Silva Santos, L. A., Rodrigues, J. C., da Silva, T. A., dos Santos Alves, W. & Ykeda, D. S. (2020). O nível de concentração de alumínio na água como fator de risco para o desenvolvimento da doença de alzheimer. *Brazilian Journal of Health Review* 3(5): 15324-15339.
- Cunha, L. V., Ribeiro, L., Oliveira, R. P., Nascimento, J., Monteiro, J. P., Dill, A. M. M. d. C. & Nunes, L. (2006). Recursos hídricos - Alterações climáticas em Portugal. Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação—Projecto SIAM II. 115-168.
- Cuthbert, I. D. & Del Giorgio, P. (1992). Toward a standard method of measuring color in freshwater. *Limnology and Oceanography* 37(6): 1319-1326.
- D’Odorico, P., Carr, J., Dalin, C., Dell’Angelo, J., Konar, M., Laio, F., Ridolfi, L., Rosa, L., Suweis, S. & Tamea, S. J. E. R. L. (2019). Global virtual water trade and the hydrological cycle: patterns, drivers, and socio-environmental impacts. 14(5): 053001.
- Das, N. K. & Sengupta, S. R. (2008). Arsenicosis: diagnosis and treatment. *Indian Journal of Dermatology, Venereology and Leprology* 74(6): 571.
- Davis, M. A., Signes-Pastor, A. J., Argos, M., Slaughter, F., Pendergrast, C., Punshon, T., Gossai, A., Ahsan, H. & Karagas, M. R. (2017). Assessment of human dietary exposure to arsenic through rice. *Science of the Total Environment* 586: 1237-1244.
- Decreto-Lei n.º 236/98, d. d. a. Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de agosto. Vol. 176, 47 Agência Portuguesa do Ambiente, APA: Ministério do Ambiente.
- Decreto-Lei nº. 152/2017, d. d. d. Decreto-Lei nº. 152/2017, de 7 de dezembro do Ambiente. Vol. 235, 22 Agência Portuguesa do Ambiente, APA: Ambiente.
- Decreto-Lei nº. 306/2007, d. d. a. Decreto-Lei nº. 306/2007, de 27 de agosto do Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Vol. 164, 19 Agência Portuguesa do Ambiente, APA: Ministério do Ambiente.
- Dietrich, A. M. (2006). Aesthetic issues for drinking water. *Journal of water and health* 4(S1): 11-16.
- Diretiva n.º2000/60/CE, d. d. o. d. Diretiva n.º2000/60/CE, de 23 de outubro de 2000 que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. 72: Jornal Oficial das Comunidades Europeias.
- Dodds, W. K., Perkin, J. S. & Gerken, J. E. (2013). Human impact on freshwater ecosystem services: a global perspective. *Environmental science technology* 47(16): 9061-9068.

- Doria, M. d. F. (2010). Factors influencing public perception of drinking water quality. *Water Policy* 12(1): 1-19.
- Duck, K. A., Simpson, I. A. & Connor, J. R. (2017). Regulatory mechanisms for iron transport across the blood-brain barrier. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 494(1-2): 70-75.
- Duggal, V., Sharma, S. & Mehra, R. (2020). Risk assessment of radon in drinking water in Khetri Copper Belt of Rajasthan, India. *Chemosphere* 239: 124782.
- Durand, M. L. (2005). Disinfectants and plumbing materials: Effects on the sensory and chemical characteristics of drinking water. Vol. Mestrado: Virginia Tech.
- Edberg, S., Rice, E., Karlin, R. & Allen, M. (2000). *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of applied microbiology* 88(S1): 106S-116S.
- Edessa, N., Geritu, N. & Mulugeta, K. (2017). Microbiological assessment of drinking water with reference to diarrheagenic bacterial pathogens in Shashemane Rural District, Ethiopia. *African journal of microbiology research* 11(6): 254-263.
- Ellis, K. J. (2000). Human body composition: in vivo methods. *Physiological reviews* 80(2): 649-680.
- ERSAR (2018). Recomendação ERSAR n.º 01/2018 - Inspeção, limpeza e higienização de reservatórios destinados ao armazenamento de água para consumo humano. 17.
- ERSAR (2020). Relatório Anual dos Serviços de Águas e Resíduos em Portugal (2020), Volume 2 – Controlo da qualidade da água para consumo humano. 2: 125.
- Farhat, N., Kim, L. H. & Vrouwenvelder, J. S. (2020). Online characterization of bacterial processes in drinking water systems. *Clean Water* 3(1): 1-7.
- Farhat, S. M. & Ali, M. (2020). Concentration of Aluminum in Drinking Water of Pakistan and Its Implications on Human Health. *Life Science* 1(2): 5-5.
- Farina, M., Avila, D. S., Da Rocha, J. B. T. & Aschner, M. (2013). Metals, oxidative stress and neurodegeneration: a focus on iron, manganese and mercury. *Neurochemistry international* 62(5): 575-594.
- Feng, P., Weagant, S. D., Grant, M. A., Burkhardt, W., Shellfish, M. & Water, B. (2002). BAM: Enumeration of *Escherichia coli* and the Coliform Bacteria. *Bacteriological analytical manual* 13.
- Fernández-Luqueño, F., López-Valdez, F., Gamero-Melo, P., Luna-Suárez, S., Aguilera-González, E. N., Martínez, A. I., García-Guillermo, M., Hernández-Martínez, G., Herrera-Mendoza, R. & Álvarez-Garza, M. A. (2013). Heavy metal pollution in

- drinking water - a global risk for human health: A review. *African Journal of Environmental Science and Technology* 7(7): 567-584.
- Ferrario, D., Gribaldo, L. & Hartung, T. (2016). Arsenic exposure and immunotoxicity: a review including the possible influence of age and sex. *Current environmental health reports* 3(1): 1-12.
- Figueiredo, D. M. D. (2014). Modelação do decaimento do cloro em sistemas de abastecimento de água. In *Instituto Superior Técnico de Lisboa*, Vol. Mestrado, 1-114: Universidade de Lisboa.
- Figueiredo, G. J. A. d. (2004). Avaliação da presença de alumínio na água do sistema de abastecimento público da cidade de João Pessoa e Grande João Pessoa no estado da Paraíba e os possíveis riscos para a saúde da população. Vol. Mestrado, 1-118: Universidade Federal da Paraíba / Universidade Estadual da Paraíba.
- Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M. & Paris, M. (2002). *Groundwater quality protection: a guide for water service companies, municipal authorities and environment agencies*. The World Bank.
- Fraga, C. G. (2005). Relevance, essentiality and toxicity of trace elements in human health. *Molecular aspects of medicine* 26(4-5): 235-244.
- Francés, G. E., Quevauviller, P., González, E. S. M. & Amelin, E. V. (2017). Climate change policy and water resources in the EU and Spain. A closer look into the Water Framework Directive. *Environmental Science Policy* 69: 1-12.
- Frank, W. B., Haupin, W. E., Vogt, H., Bruno, M., Thonstad, J., Dawless, R. K., Kvande, H. & Taiwo, O. A. (2000). *Aluminum*.
- Frazer, D. M. & Anderson, G. J. (2014). The regulation of iron transport. *Biofactors* 40(2): 206-214.
- Fu, H.-Z., Wang, M.-H. & Ho, Y.-S. (2013). Mapping of drinking water research: A bibliometric analysis of research output during 1992–2011. *Science of the Total Environment* 443: 757-765.
- Gardner, J. R., Yang, X., Topp, S. N., Ross, M. R., Altenau, E. H. & Pavelsky, T. M. (2020). The Color of Rivers. *Geophysical Research Letters*: e2020GL088946.
- Gheraout, D. (2019). Aeration Process for Removing Radon from Drinking Water—A Review. *Applied Engineering* 3(1): 32.
- Ghosh, G. C., Khan, M. J. H., Chakraborty, T. K., Zaman, S., Kabir, A. E. & Tanaka, H. (2020). Human health risk assessment of elevated and variable iron and manganese intake with arsenic-safe groundwater in Jashore, Bangladesh. *Scientific reports* 10(1): 1-9.

- Gorelick, S. M. & Zheng, C. (2015). Global change and the groundwater management challenge. *Water Resources Research* 51(5): 3031-3051.
- Guedes, D. S. G. T. (2014). Estudo sobre Reabilitação Interior de Reservatórios para Água Potável. In *Instituto Superior de Engenharia do Porto*, Vol. Mestrado em Engenharia Civil - Ramo de Infraestruturas e Ambiente, 140 Repositório Científico do Instituto Politécnico do Porto: Instituto Politécnico do Porto.
- Gurgel, R. S., da Silva, L. S. & Silva, L. A. (2020). Investigação de coliformes totais e *Escherichia coli* em água de consumo da comunidade Lago do limão, Município de Iranduba-AM. *Brazilian Applied Science Review* 4(4): 2512-2529.
- Gutiérrez-Capitán, M., Brull-Fontserè, M. & Jiménez-Jorquera, C. (2019). Organoleptic analysis of drinking water using an electronic tongue based on electrochemical microsensors. *Sensors* 19(6): 1435.
- Hatat-Fraile, M. & Barbeau, B. (2019). Performance of colorimetric methods for the analysis of low levels of manganese in water. *Talanta* 194: 786-794.
- Hays, A. M., Lantz, R. C., Rodgers, L. S., Sollome, J. J., Vaillancourt, R. R., Andrew, A. S., Hamilton, J. W. & Camenisch, T. D. (2008). Arsenic-induced decreases in the vascular matrix. *Toxicologic pathology* 36(6): 805-817.
- Hejna, M., Gottardo, D., Baldi, A., Dell'Orto, V., Cheli, F., Zaninelli, M. & Rossi, L. (2018). Nutritional ecology of heavy metals. *Animal Behaviour* 12(10): 2156-2170.
- Heller, L. & De Padua, V. L. (2006). *Abastecimento de água para consumo humano*. Editora UFMG.
- Hempel, S. (2007). *The strange case of the Broad Street pump: John Snow and the mystery of cholera*. Univ of California Press.
- Hempel, S. (2014). *The medical detective: John Snow, cholera and the mystery of the Broad Street pump*. Granta Books.
- Hering, J. G., Katsoyiannis, I. A., Theoduloz, G. A., Berg, M. & Hug, S. J. (2017). Arsenic removal from drinking water: Experiences with technologies and constraints in practice. American Society of Civil Engineers.
- Hilaco, S. I. d. C. (2012). Implementação do Plano de Segurança da Água para consumo humano em Portugal. Vol. Mestrado, 1-155 Reportório Universidade Nova (RUN): Faculdade de Ciências Sociais e Humanas, Universidade Nova de Lisboa.
- Hipólito, J. R. & Vaz, A. (2011). Hidrologia e recursos hídricos. *Editora Universitaria do Instituto Superior Tecnico, Lisboa*.

- Hoffman, G. L., Lytle, D., Sorg, T., Chen, A. & Wang, L. (2006). Design Manual. Removal of Arsenic from Drinking Water Supplies by Iron Removal Process. *US Environmental Protection Agency, Cincinnati*: 8.
- Hong, Y.-S., Song, K.-H. & Chung, J.-Y. (2014). Health effects of chronic arsenic exposure. *Journal of preventive medicine and public health* 47(5): 245.
- Hu, G., Mian, H. R., Dyck, R., Mohseni, M., Jasim, S., Hewage, K. & Sadiq, R. (2019). Drinking Water Treatments for Arsenic and Manganese Removal and Health Risk Assessment in White Rock, Canada. *Exposure and Health*: 1-15.
- Hughes, B. S., Cullum, A. J. & Bennett, A. F. (2007). Evolutionary adaptation to environmental pH in experimental lineages of *Escherichia coli*. *Evolution: International Journal of Organic Evolution* 61(7): 1725-1734.
- Hunter, P. R. (2003). Drinking water and diarrhoeal disease due to *Escherichia coli*. *Journal of water and health* 1(2): 65-72.
- Hussain, I., Ahamad, K. & Nath, P. (2016). Water turbidity sensing using a smartphone. *Rsc Advances* 6(27): 22374-22382.
- Igunnu, E. T. & Chen, G. Z. (2014). Produced water treatment technologies. *International Journal of Low-Carbon Technologies* 9(3): 157-177.
- Invik, J., Barkema, H. W., Massolo, A., Neumann, N. F. & Checkley, S. (2017). Total coliform and *Escherichia coli* contamination in rural well water: analysis for passive surveillance. *Journal of water and health* 15(5): 729-740.
- Islam, L. N. (2015). Immunotoxic effects of arsenic exposure. In *Handbook of arsenic toxicology*, 493-519: Elsevier.
- Islam, S., Rahman, M. M., Islam, M. & Naidu, R. (2016). Arsenic accumulation in rice: consequences of rice genotypes and management practices to reduce human health risk. *Environment international* 96: 139-155.
- Izah, S. C., Chakrabarty, N. & Srivastav, A. L. (2016). A review on heavy metal concentration in potable water sources in Nigeria: Human health effects and mitigating measures. *Exposure and Health* 8(2): 285-304.
- Jabbari, B. & Vaziri, N. D. (2018). The nature, consequences, and management of neurological disorders in chronic kidney disease. *Hemodialysis International* 22(2): 150-160.
- Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J.-D. & Ross, A. (2016). *Integrated groundwater management*. Springer Nature.
- Jalba, D. I., Cromar, N. J., Pollard, S. J., Charrois, J. W., Bradshaw, R. & Hrudef, S. E. (2010). Safe drinking water: Critical components of effective inter-agency relationships. *Environment international* 36(1): 51-59.

- Jamshaid, M., Khan, A. A., Ahmed, K. & Saleem, M. (2018). Heavy metal in drinking water its effect on human health and its treatment techniques—a review. *International Journal of Biosciences* 12(4): 223-240.
- Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British medical bulletin* 68(1): 167-182.
- Karabegovic, L., Uldal, M., Werker, A. & Morgan-Sagastume, F. (2013). Phosphorus recovery potential from a waste stream with high organic and nutrient contents via struvite precipitation. *Environmental technology* 34(7): 871-883.
- Kartinen Jr, E. O. & Martin, C. J. (1995). An overview of arsenic removal processes. *Desalination* 103(1-2): 79-88.
- Kawahara, M. & Kato-Negishi, M. (2011). Link between aluminum and the pathogenesis of Alzheimer's disease: the integration of the aluminum and amyloid cascade hypotheses. *International journal of Alzheimer's disease* 2011.
- Kawahara, M., Konoha, K., Nagata, T. & Sadakane, Y. (2007). Aluminum and human health: its intake, bioavailability and neurotoxicity. *Biomedical research on trace elements* 18(3): 211-220.
- Kennedy, L. C., Miller, S. E., Kantor, R. S. & Nelson, K. L. (2021). Effect of disinfectant residual, pH, and temperature on microbial abundance in disinfected drinking water distribution systems. *Environmental Science: Water Research and Technology* 7(1): 78-92.
- Khan, P., Zhu, W., Huang, F., Gao, W. & Khan, N. A. (2020). Micro–nanobubble technology and water-related application. *Water Supply* 20(6): 2021-2035.
- Kiamahalleh, M. V., Dazmiri, M. K., Kiamahalleh, M. V. & Pizzi, A. (2020). Direct reuse at industrial level of ion-exchange resin regeneration wastewater in MDF manufacturing. *European Journal of Wood Products*: 1-9.
- Kim, E. J., Herrera, J. E., Huggins, D., Braam, J. & Koshowski, S. (2011). Effect of pH on the concentrations of lead and trace contaminants in drinking water: a combined batch, pipe loop and sentinel home study. *Water Research* 45(9): 2763-2774.
- Klotz, K., Weistenhöfer, W., Neff, F., Hartwig, A., van Thriel, C. & Drexler, H. (2017). The health effects of aluminum exposure. *Deutsches Ärzteblatt International* 114(39): 653.
- Kohzadi, S., Shahmoradi, B., Ghaderi, E., Loqmani, H. & Maleki, A. (2019). Concentration, source, and potential human health risk of heavy metals in the commonly consumed medicinal plants. *Biological trace element research* 187(1): 41-50.

- Koponen, A. (2020). Optimization of ion exchange resin regeneration. In *Chemical engineering and biotechnology*, Vol. Mestrado, 1-66: Turku University of Applied Sciences.
- Koray, A., Akkaya, G., Kahraman, A. & Kaynak, G. (2014). Measurements of radon concentrations in waters and soil gas of Zonguldak, Turkey. *Radiation protection dosimetry* 162(3): 375-381.
- Korkmaz, C., Ay, Ö., Ersoysal, Y., Köroğlu, M. A. & Erdem, C. (2019). Heavy metal levels in muscle tissues of some fish species caught from north-east Mediterranean: Evaluation of their effects on human health. *Journal of Food Composition and Analysis* 81: 1-9.
- Krewski, D., Yokel, R. A., Nieboer, E., Borchelt, D., Cohen, J., Harry, J., Kacew, S., Lindsay, J., Mahfouz, A. M. & Rondeau, V. (2007). Human health risk assessment for aluminium, aluminium oxide, and aluminium hydroxide. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 10(S1): 1-269.
- Lakherwal, D. (2014). Adsorption of heavy metals: a review. *International journal of environmental research and development* 4(1): 41-48.
- Lakhote, A., Ahire, P., Dabholkar, P., Dhadambe, V. & Gharat, S. (2016). Comparative analysis of design of water filter for rural areas. *Technology* 3(12).
- Lambrou, T. P., Anastasiou, C. C. & Panayiotou, C. G. (2009). A nephelometric turbidity system for monitoring residential drinking water quality. In *International Conference on Sensor Applications, Experimentation and Logistics*, 43-55: Springer.
- Liu, S., Gunawan, C., Barraud, N., Rice, S. A., Harry, E. J. & Amal, R. (2016). Understanding, monitoring, and controlling biofilm growth in drinking water distribution systems. *Environmental science technology* 50(17): 8954-8976.
- Lo, Y.-C., Yang, C.-C. & Deng, J.-F. (2008). Acute alachlor and butachlor herbicide poisoning. *Clinical toxicology* 46(8): 716-721.
- Lobo Ferreira, J., Leitão, T. E., Oliveira, M. M., Rocha, J. S. & Barbosa, A. E. (2009). *Protecção das origens superficiais e subterrâneas nos sistemas de abastecimento de água*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, Instituto Regulador de Águas e Resíduos.
- Maiti, A., Basu, J. K. & De, S. (2010). Development of a treated laterite for arsenic adsorption: effects of treatment parameters. *Industrial engineering chemistry research* 49(10): 4873-4886.
- Manahan, S. E. (2017). *Environmental chemistry*. CRC press.

- Marcus, W. L. (1987). Alachlor: Health Advisory. *Toxicology and Industrial Health* 3(3): 383-396.
- Mardini, J., Lavergne, V. & Ghannoum, M. (2014). Aluminum transfer during dialysis: a systematic review. *International urology and nephrology* 46(7): 1361-1365.
- Marsidi, N., Hasan, H. A. & Abdullah, S. R. S. (2018). A review of biological aerated filters for iron and manganese ions removal in water treatment. *Journal of water process engineering* 23: 1-12.
- Martin, S. & Griswold, W. (2009). Human health effects of heavy metals. *Environmental Science and Technology briefs for citizens* 15: 1-6.
- Martins, L., Gomes, M., Neves, L. & Pereira, A. (2013). Radão e saúde na região de Amarante (Norte de Portugal).
- Martins, L., Pereira, A., Oliveira, A. S., Fernandes, L. S. & Pacheco, F. (2020). A new radon prediction approach for an assessment of radiological potential in drinking water. *Science of the Total Environment* 712: 136427.
- Martins, T. J. C. (2014). Sistemas de abastecimento de água para consumo humano—desenvolvimento e aplicação de ferramenta informática para a sua gestão integrada. Vol. Mestrado, 1-113: Instituto Politécnico de Bragança.
- Mazumder, D. G. (2008). Chronic arsenic toxicity & human health. *Indian Journal Of Medical Research* 128(4): 436-447.
- Medeiros, I. M. A. F. d. (2017). Abrandamento de águas via troca iónica. In *Engenharia Química*, 1-55: Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- Medina, A. E. C. M. (2015). Implementação de planos de controlo de qualidade de água para consumo humano. Vol. Mestrado, 1-104 Repositório Comum - IPC -ESAC: Instituto Politécnico de Coimbra - Escola Superior Agrária.
- Meira, R. D. d., Carbonara, C. E. M., Quadros, K. R. d. S., Santos, C. U. d., Schincariol, P., Pêsoa, G. d. S., Arruda, M. A. Z., Jorgetti, V. & Oliveira, R. B. d. (2018). The enigma of aluminum deposition in bone tissue from a patient with chronic kidney disease: a case report. *Brazilian Journal of Nephrology* 40(2): 201-205.
- Melo, C. S. T. d. (2018). Avaliação da qualidade da água da captação e do sistema de abastecimento de Fagilde, Viseu. In *Escola Superior de Tecnologia e Gestão de Viseu*, Vol. Mestrado, 1-198: Instituto Politécnico de Viseu.
- Mendes, B. S. & Santos, J. O. (2004). *Qualidade da água para consumo humano*. Lidel.
- Metahri, M., Boudiaf, M., Berrouane, N., Bouzid, M., Taguemout, Z. & Mazi, D. (2017). Monitoring and Control of Aluminum Salt Concentrations in the Process of Drinking Water Treatment.

- Miljojkovic, D., Trepic, I. & Milovancevic, M. (2019). Assessment of physical and chemical indicators on water turbidity. *Physica A: Statistical Mechanics and its Applications* 527: 121171.
- Milton, A. H. & Rahman, M. (2002). Respiratory effects and arsenic contaminated well water in Bangladesh. *International Journal of Environmental Health Research* 12(2): 175-179.
- Mishra, S., Bharagava, R. N., More, N., Yadav, A., Zainith, S., Mani, S. & Chowdhary, P. (2019). Heavy metal contamination: An alarming threat to environment and human health. In *Environmental biotechnology: For sustainable future*, 103-125: Springer.
- Mohammad, F., Al Zubaidy, E. & Bassioni, G. (2011). Effect of aluminum leaching process of cooking wares on food. *International Journal of Electrochemical Science* 6(1): 222-230.
- Mohanty, D. (2017). Conventional as well as emerging arsenic removal technologies—a critical review. *Water, Air, Soil Pollution* 228(10): 381.
- Monteiro, M. Z. L. (2016). Dessalinização da água através de um processo híbrido-Permuta iónica-Nanofiltração. In *Faculdade de Ciências e Tecnologia*, Vol. Mestrado, 1-105: Universidade de Coimbra.
- Moreira, C. M. T. (2016). Definição e Validação de Zonas de Monitorização e Controlo de Perdas de Água num Sistema de Abastecimento em Alta. Vol. Mestrado, 1-185: Instituto Superior de Engenharia do Porto.
- Muoio, R., Caretti, C., Rossi, L., Santianni, D. & Lubello, C. (2020). Water safety plans and risk assessment: A novel procedure applied to treated water turbidity and gastrointestinal diseases. *International journal of hygiene and environmental health* 223(1): 281-288.
- Musa, J. & Ahanonu, J. (2013). Quality assessment of shallow groundwater in some selected agrarian communities in Patigi Local Government Area, Nigeria. *International Journal of Basic and Applied Science* 1(3): 548-563.
- Muthuraman, G. & Sasikala, S. (2014). Removal of turbidity from drinking water using natural coagulants. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 20(4): 1727-1731.
- Nam, S.-W., Choi, D.-J., Kim, S.-K., Her, N. & Zoh, K.-D. (2014). Adsorption characteristics of selected hydrophilic and hydrophobic micropollutants in water using activated carbon. *Journal of hazardous materials* 270: 144-152.

- Nath, K. (2003). Home hygiene and environmental sanitation: a country situation analysis for India. *International Journal of Environmental Health Research* 13(sup1): S19-S28.
- Nguyen, T. T. Q., Loganathan, P., Nguyen, T. V. & Vigneswaran, S. (2020). Removing arsenic from water with an original and modified natural manganese oxide ore: batch kinetic and equilibrium adsorption studies. *Environmental Science and Pollution Research* 27(5): 5490-5502.
- Niu, Q. (2018). Overview of the relationship between aluminum exposure and health of human being. In *Neurotoxicity of Aluminum*, 1-31: Springer.
- Nouri, A., Shahmoradi, B., Dehestani-Athar, S. & Maleki, A. (2015). Effect of temperature on pH, turbidity, and residual free chlorine in Sanandaj Water Distribution Network, Iran. *Journal of advances in environmental health research* 3(3): 188-195.
- Noverques, A., Juste, B., Sancho, M., García-Fayos, B. & Verdu, G. (2020). Study of the influence of radon in water on radon levels in air in a closed location. *Radiation Physics and Chemistry* 171: 108761.
- Ociński, D., Jacukowicz-Sobala, I., Mazur, P., Raczyk, J. & Kociołek-Balawejder, E. (2016). Water treatment residuals containing iron and manganese oxides for arsenic removal from water—Characterization of physicochemical properties and adsorption studies. *Chemical Engineering Journal* 294: 210-221.
- Odonkor, S. T. & Ampofo, J. K. (2013). *Escherichia coli* as an indicator of bacteriological quality of water: an overview. *Microbiology research* 4(1): 5-11.
- Oliveira, C. F. P. M. d. (2013). Aplicação do Colilert® à enumeração de *Escherichia coli* em alimentos. Vol. Mestrado: Instituto Politécnico de Leiria.
- Omar, A. F. B. & MatJafri, M. Z. B. (2009). Turbidimeter design and analysis: a review on optical fiber sensors for the measurement of water turbidity. *Sensors* 9(10): 8311-8335.
- Outram, J. G., Couperthwaite, S. J. & Millar, G. J. (2016). Comparative analysis of the physical, chemical and structural characteristics and performance of manganese greensands. *Journal of water process engineering* 13: 16-26.
- Pal, M., Samal, N. R., Roy, P. K. & Roy, M. B. (2015). Electrical conductivity of lake water as environmental monitoring – A case study of Rudrasagar Lake. *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology* 9: 66-71.
- Pal, P. (2015). *Groundwater arsenic remediation: treatment technology and scale UP*. Butterworth-Heinemann.

- Palansooriya, K. N., Yang, Y., Tsang, Y. F., Sarkar, B., Hou, D., Cao, X., Meers, E., Rinklebe, J., Kim, K.-H. & Ok, Y. S. (2020). Occurrence of contaminants in drinking water sources and the potential of biochar for water quality improvement: A review. *Critical Reviews in Environmental Science Technology* 50(6): 549-611.
- Panghal, A., Kumar, A., Kumar, S., Singh, J., Sharma, S., Singh, P., Mehra, R. & Bajwa, B. (2017). Radiation dose-dependent risk on individuals due to ingestion of uranium and radon concentration in drinking water samples of four districts of Haryana, India. *Radiation Effects and Defects in Solids* 172(5-6): 441-455.
- Paulos, E. M. d. S. (2008). Qualidade da água para consumo humano (Dissertação de Mestrado). Vol. Mestrado, 1-119: Universidade da Beira Interior.
- Pereira, C. M. G. (2017). Controlo da Qualidade da Água para Consumo Humano de Captações Subterrâneas em Instalações da REN. In *Faculdade de Engenharia* Vol. Mestrado, 1-145: Universidade do Porto.
- Pipi, A. R., De Andrade, A. R., Brillas, E. & Sires, I. (2014). Total removal of alachlor from water by electrochemical processes. *Separation and Purification Technology* 132: 674-683.
- Pires, W. D. F. (2020). Gestão de Riscos em Sistemas de Abastecimento de Água - Uma Abordagem. In *Faculdade de Engenharia*, Vol. Mestrado, 1-69: Universidade do Porto.
- Potter, T. L. & Carpenter, T. L. (1995). Occurrence of alachlor environmental degradation products in groundwater. *Environmental Science and Technology* 29(6): 1557-1563.
- Prest, E. I., Hammes, F., van Loosdrecht, M. & Vrouwenvelder, J. S. (2016). Biological stability of drinking water: controlling factors, methods, and challenges. *Frontiers in microbiology* 7: 45.
- Pyne, R. D. G. (2017). *Groundwater recharge and wells: a guide to aquifer storage recovery*. CRC press.
- Ramoutar, S. (2020). The use of *Colilert-18*, *Colilert* and *Enterolert* for the detection of faecal coliform, *Escherichia coli* and *Enterococci* in tropical marine waters, Trinidad and Tobago. *Regional Studies in Marine Science* 40: 101490.
- Rao, M. V. S. (2011). *Water Conservation, Management and Analysis*. Readworthy.
- Rasheed, H., Kay, P., Slack, R. & Gong, Y. Y. (2018). Arsenic species in wheat, raw and cooked rice: exposure and associated health implications. *Science of the Total Environment* 634: 366-373.
- Ratnaike, R. N. (2003). Acute and chronic arsenic toxicity. *Postgraduate medical journal* 79(933): 391-396.

- Rego, P. (2004). Guia Ambidata para Sistemas de Tratamento de Água para Consumo Humano. Porto: Ambidata, Lda.
- Reza, R. & Singh, G. (2010). Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. *International Journal of Environmental Science and Technology* 7(4): 785-792.
- Ribeiro, L. & Cunha, L. (2010). Portuguese groundwater report–EASAC WG on the role of groundwater in the water resources policy of southern EU member states. *EASAC policy report* 12: 1-29.
- Richter, C. A. & Azevedo Netto, J. M. d. (1991). *Tratamento de água: tecnologia atualizada*. Editora Blucher.
- Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., Gómez-Serrano, V., Alvarez, P., Alvim-Ferraz, M. & Dias, J. (2011). Activated carbon modifications to enhance its water treatment applications. An overview. *Journal of hazardous materials* 187(1-3): 1-23.
- Rizzo, M. A., Frediani, F., Granata, A., Ravasi, B., Cusi, D. & Gallieni, M. (2012). Neurological complications of hemodialysis: state of the art. *ResearchGate*.
- Rob, P. M., Niederstadt, C. & Reusche, E. (2001). Dementia in patients undergoing long-term dialysis. *CNS drugs* 15(9): 691-699.
- Rodrigo, C., Lopes, J. L., Saúde, M., Mendes, R. & Casimiro, R. (2007). *Controlo Operacional em Sistemas Públicos de Abastecimento de Água*.
- Rodríguez, V., Jiménez-Capdeville, M. E. & Giordano, M. (2003). The effects of arsenic exposure on the nervous system. *Toxicology letters* 145(1): 1-18.
- Rosalino, M. R. R. (2011). Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo humano. In *Faculdade de Ciências e Tecnologia*, Vol. Mestrado, 1-85: Universidade Nova de Lisboa.
- Rusydi, A. F. (2018). Correlation between conductivity and total dissolved solid in various type of water: A review. In *IOP conference series: earth and environmental science*, Vol. 118, 012019: IOP Publishing.
- Saha, N., Rahman, M. S., Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H. & Guo, W. (2017). Industrial metal pollution in water and probabilistic assessment of human health risk. *Journal of Environmental Management* 185: 70-78.
- Sampaio, J. A., Andrade, M. C. d., Dutra, A. J. B. & Penna, M. T. M. (2008). Manganês. CETEM/MCTI.
- Santarella-Mellwig, R., Pruggnaller, S., Roos, N., Mattaj, I. W. & Devos, D. P. (2013). Three-dimensional reconstruction of bacteria with a complex endomembrane system. *PLoS Biol* 11(5): e1001565.

- Santos, A. P. M. d. (2018). Controlo da qualidade da água em rede de abastecimento público. In *Escola Agrária*, Vol. Mestrado, 1-64 Repositório Comum - IPC - ESAC: Politécnico de Coimbra.
- Sarkar, A. & Paul, B. (2016). The global menace of arsenic and its conventional remediation-A critical review. *Chemosphere* 158: 37-49.
- Seifter, J. L. & Samuels, M. A. (2011). Uremic encephalopathy and other brain disorders associated with renal failure. In *Seminars in neurology*, Vol. 31, 139-143: © Thieme Medical Publishers.
- Shaheen, A. (2015). Effect of drinking water: a survey on health hazard.
- Shen, Q., Wang, X., Chen, E. & Ma, Z. (2019). Comparative Study on Test Methods of Total Coliforms in Domestic Drinking Water. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 310, 042002: IOP Publishing.
- Sieliechi, J. M., Kayem, G. J. & Sandu, I. (2010). Effect of water treatment residuals (aluminum and iron ions) on human health and drinking water distribution systems. *International Journal of Conservation Science* 1(3): 175-182.
- Silva, A. B. d., de Brito, J. M., da Silva Duarte, J. & Almeida, O. E. L. (2017). Análise microbiológica da água utilizada para consumo nas escolas de Esperança, Paraíba.
- Silva, A. L. O., da Silva Ramos, M., Luiz, M. R., de Souza, N. C., do Nascimento, A. P. S., Silva, J. E. d. O. A., de Farias Ramos, E. & Amorim, F. V. (2020). Possíveis efeitos do alumínio presente na água tratada/Possible effects of aluminum on treated water. *Brazilian Journal of Development* 6(1): 1413-1420.
- Silva, A. S. & Dinis, M. D. L. (2016). Exposição Ocupacional ao Radão em Estabelecimentos Termiais. In *Faculdade de Engenharia*, Vol. Programa Doutoral em Segurança e Saúde Ocupacionais, 1-274: Universidade do Porto.
- Silva, A. S. & Dinis, M. d. L. (2017). Radão nas águas minerais naturais: O Caso dos estabelecimentos termiais Portugueses. *11º Seminário sobre Águas Subterrâneas: 11 SAS Livro de Resumos*.
- Silva, C. P., Otero, M. & Esteves, V. (2012). Processes for the elimination of estrogenic steroid hormones from water: a review. *Environmental pollution* 165: 38-58.
- Silva, R. F. M. d. (2015). Desenvolvimento de estratégias de segmentação de redes de abastecimento de água. Aplicação ao caso de Viana do Castelo. Vol. Mestrado, 1-131: Universidade do Porto.
- Simas, L., Gonçalves, P., Lopes, J. L. & Alexandre, C. (2005). Controlo da Qualidade da Água para Consumo Humano em Sistemas Públicos de Abastecimento. *Lisboa: IRAR*.

- Singh, K. P. & Gupta, S. (2012). Artificial intelligence based modeling for predicting the disinfection by-products in water. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 114: 122-131.
- Singh, N., Kumar, D. & Sahu, A. P. (2007). Arsenic in the environment: effects on human health and possible prevention. *Journal of environmental Biology* 28(2): 359.
- Singh, S. B. (2017). Removal of herbicides mixture of atrazine, metribuzin, metolachlor and alachlor from water using granular carbon. *Indian Journal of Chemical Technology* 24(4): 400-404.
- Slavik, I., Oliveira, K. R., Cheung, P. B. & Uhl, W. (2020). Water quality aspects related to domestic drinking water storage tanks and consideration in current standards and guidelines throughout the world—a review. *Journal of water and health* 18(4): 439-463.
- Smith, A. H. & Steinmaus, C. M. (2009). Health effects of arsenic and chromium in drinking water: recent human findings. *Annual review of public health* 30: 107-122.
- Snow, J. (1855). *On the mode of communication of cholera*. John Churchill.
- Soltani, F., Ghomeishi, A., Mohammadi, M. J., Karimyan, A., Khoshgoftar, M., Darabpour, F., Afkar, A., Yari, A. R., Mahboubi, M. & Rastegarimehr, B. (2017). Association of toxic microbial and chemical water quality of hemodialysis instruments during 2016. *Fresenius Environmental Bulletin* 26(8): 5357-5362.
- Stahl, T., Falk, S., Rohrbeck, A., Georgii, S., Herzog, C., Wiegand, A., Hotz, S., Boschek, B., Zorn, H. & Brunn, H. (2017). Migration of aluminum from food contact materials to food—a health risk for consumers? Part I of III: exposure to aluminum, release of aluminum, tolerable weekly intake (TWI), toxicological effects of aluminum, study design, and methods. *Environmental Sciences Europe* 29(1): 1-8.
- Stamper, D. M. & Tuovinen, O. H. (1998). Biodegradation of the acetanilide herbicides alachlor, metolachlor, and propachlor. *Critical Reviews in Microbiology* 24(1): 1-22.
- Stevenson, M. & Bravo, C. (2019). Advanced turbidity prediction for operational water supply planning. *Decision Support Systems* 119: 72-84.
- Stolf, D. F. & Molz, S. (2017). Avaliação microbiológica da água utilizada para consumo humano em uma propriedade rural de Taió—SC. *Saúde e meio ambiente: revista interdisciplinar* 6(1): 96-106.
- Su, C. (2014). A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques. *Environmental Skeptics and Critics* 3(2): 24.

- Subramanian, K., Viraraghavan, T., Phommavong, T. & Tanjore, S. (1997). Manganese greensand for removal of arsenic in drinking water. *Water Quality Research Journal* 32(3): 551-562.
- Takeda, A. (2003). Manganese action in brain function. *Brain Research Reviews* 41(1): 79-87.
- Tebbutt, T. H. Y. (2013). *Principles of water quality control*. Elsevier.
- Temesgen, T., Bui, T. T., Han, M., Kim, T.-i. & Park, H. (2017). Micro and nanobubble technologies as a new horizon for water-treatment techniques: A review. *Advances in colloid and interface science* 246: 40-51.
- Tentúgal-Valente, J. (2007). Textos pedagógicos desenvolvidos no âmbito da unidade curricular de Hidráulica Urbana e Ambiental, da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Portugal. Apontamentos.
- Thirunavukkarasu, O., Phommavong, T., Jin, Y. & Ferris, S. (2014). Performance of reverse osmosis and manganese greensand plants in removing naturally occurring substances in drinking water. *Water Quality Research Journal of Canada* 49(1): 72-81.
- Thopan, P., Atyotha, V., Thonglek, V. & Yoshikawa, K. (2019). Removal of Rn-222 from Contaminated Tap Water by Micro/Nano Bubble Aeration. *International Journal of Plasma Environmental Science and Technology* 13(2): 59-64.
- Tietz, T., Lenzner, A., Kolbaum, A. E., Zellmer, S., Riebeling, C., Gürtler, R., Jung, C., Kappenstein, O., Tentschert, J. & Giulbudagian, M. (2019). Aggregated aluminium exposure: risk assessment for the general population. *Archives of Toxicology* 93(12): 3503-3521.
- Tominaga, T. (2019). Rapid detection of coliform bacteria using a lateral flow test strip assay. *Journal of microbiological methods* 160: 29-35.
- Tomperi, J., Isokangas, A., Tuuttila, T. & Paavola, M. (2020). Functionality of turbidity measurement under changing water quality and environmental conditions. *Environmental technology*: 1-9.
- Tutmez, B., Hatipoglu, Z. & Kaymak, U. (2006). Modelling electrical conductivity of groundwater using an adaptive neuro-fuzzy inference system. *Computers and geosciences* 32(4): 421-433.
- UNESCO (2020). The United Nations world water development report 2020: Water and climate change, executive summary. Vol. 2020, 11.
- Uppal, H., Chawla, S., Joshi, A. G., Haranath, D., Vijayan, N. & Singh, N. (2019). Facile chemical synthesis and novel application of zinc oxysulfide nanomaterial for

- instant and superior adsorption of arsenic from water. *Journal of Cleaner Production* 208: 458-469.
- Vanraes, P., Wardenier, N., Surmont, P., Lynen, F., Nikiforov, A., Van Hulle, S. W., Leys, C. & Bogaerts, A. (2018). Removal of alachlor, diuron and isoproturon in water in a falling film dielectric barrier discharge (DBD) reactor combined with adsorption on activated carbon textile: Reaction mechanisms and oxidation by-products. *Journal of hazardous materials* 354: 180-190.
- Veloso, B., Nogueira, J. R. & Cardoso, M. F. (2012). Lung cancer and indoor radon exposure in the north of Portugal—an ecological study. *Cancer epidemiology* 36(1): e26-e32.
- Veras, D. F. (2006). Remoção dos perturbadores endócrinos 17 β -estradiol e p-nonilfenol por diferentes tipos de carvão ativado em pó (cap) produzidos no Brasil—avaliação em escala de bancada.
- Víctor-Ortega, M. D., Ochando-Pulido, J. M. & Martínez-Ferez, A. (2017). Impacts of main parameters on the regeneration process efficiency of several ion exchange resins after final purification of olive mill effluent. *Separation Purification Technology* 173: 1-8.
- Vieira, J. (2015). Estado da arte do Plano de Segurança da Água. In *Plano de Segurança da Água na visão de especialistas*, 29-45 (Ed S. C. e. S. Ltda.). ReportóriUM.
- Vieira, J. M. & Morais, C. (2005). *Planos de segurança da água para consumo humano em sistemas públicos de abastecimento*. Instituto Regulador de Águas e Resíduos (IRAR).
- Viraraghavan, T., Subramanian, K. & Aruldoss, J. (1999). Arsenic in drinking water—problems and solutions. *Water Science and Technology* 40(2): 69-76.
- Viraraghavan, T., Subramanian, K. & Swaminathan, T. (1994). *Drinking water without arsenic: A review of treatment technologies*. Environmental Systems Information Center, Asian Institute of Technology.
- Voinov, I., Remez, V. P., Ioshin, A. A., Semenishchev, V. S. & Gorchakov, D. A. (2020). A technology of drinking water decontamination from radon and its decay products. *Nukleonika* 65(2): 67-70.
- Voltan, P. E. N., Dantas, A. D. B., Paschoalato, C. F. R. & Di Bernardo, L. (2016). Predição da performance de carvão ativado granular para remoção de herbicidas com ensaios em coluna de escala reduzida. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 21(2): 241-250.

- Wang, L., Gao, S., Yin, X., Yu, X. & Luan, L. (2019). Arsenic accumulation, distribution and source analysis of rice in a typical growing area in north China. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 167: 429-434.
- Wang, S. & Mulligan, C. N. (2006). Occurrence of arsenic contamination in Canada: sources, behavior and distribution. *Science of the Total Environment* 366(2-3): 701-721.
- Wang, X. & Zhang, Y. (2009). Degradation of alachlor in aqueous solution by using hydrodynamic cavitation. *Journal of hazardous materials* 161(1): 202-207.
- Warpala, I., Widiyanti, N., Suryanti, I. & Wibawa, I. (2020). Diversity genera of coliforms bacteria in Buyan Lake. In *3rd International Conference on Innovative Research Across Disciplines (ICIRAD 2019)*, 24-31: Atlantis Press.
- Westall, F. & Brack, A. (2018). The importance of water for life. *Space Science Reviews* 214(2): 1-23.
- WHO, W. H. O. (2019). *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: special focus on inequalities*. World Health Organization.
- Willhite, C. C., Karyakina, N. A., Yokel, R. A., Yenugadhati, N., Wisniewski, T. M., Arnold, I. M., Momoli, F. & Krewski, D. (2014). Systematic review of potential health risks posed by pharmaceutical, occupational and consumer exposures to metallic and nanoscale aluminum, aluminum oxides, aluminum hydroxide and its soluble salts. *Critical reviews in toxicology* 44(sup4): 1-80.
- Yun, U., Kim, T. S., Kim, H. K., Kim, M. S., Cho, S. Y., Choo, C. O. & Cho, B. W. (2017). Natural radon reduction rate of the community groundwater system in South Korea. *Applied Radiation and Isotopes* 126: 23-25.
- Zabel, K. R. (2007). Manganese greensand and its substitute These media are widely used in iron, manganese removal. ZPT International, Inc. Destin., FL.
- Zakhar, R., Derco, J. & Cacho, F. (2018). An overview of main arsenic removal technologies. *Acta Chimica Slovaca* 11(2): 107-113.
- Zeitoun, M. M. & Mehana, E. (2014). Impact of water pollution with heavy metals on fish health: overview and updates. *Global Veterinaria* 12(2): 219-231.
- Zhu, G., Yin, J., Zhang, P., Wang, X., Fan, G., Hua, B., Ren, B., Zheng, H. & Deng, B. (2014). DOM removal by flocculation process: fluorescence excitation–emission matrix spectroscopy (EEMs) characterization. *Desalination* 346: 38-45.

7. ANEXOS

7.1. Anexo I - Parâmetros e valores paramétricos

A verificação da qualidade da água destinada ao consumo humano é estabelecida pelos seguintes parâmetros paramétricos (Decreto-Lei nº. 152/2017):

7.1.1. Parte I – Parâmetros Microbiológicos

Tabela 1 Valores paramétricos estabelecidos pela legislação atual para os parâmetros microbiológicos (*E. coli* e Enterococos). Fonte: (Decreto-Lei nº. 152/2017).

Parâmetro	Valor paramétrico	Unidade
<i>Escherichia coli</i> (<i>E. coli</i>)	0	Número/100 mL
Enterococos	0	Número/100 mL

7.1.2. Parte II – Parâmetros Químicos

Tabela 2 Valores paramétricos estabelecidos pela legislação atual para os parâmetros químicos. Fonte: (Decreto-Lei nº. 152/2017).

Parâmetro	Valor paramétrico	Unidade
Acrilamida	0,10	µg/L
Antimónio	5,0	µg/L Sb
Arsénio	10	µg/L As
Benzeno	1,0	µg/L
Benzo(a)pireno	0,010	µg/L
Boro	1,0	mg/L B
Bromatos	10	µg/L BrO ₃
Cádmio	5,0	µg/L Cd
Cianetos	50	µg/L CN
Chumbo	10	µg/L Pb
Cloreto de Vinilo	0,50	µg/L
Crómio	50	µg/L Cr
Cobre	2,0	µg/L Cu
1,2-dicloroetano	3,0	µg/L
Epícloridrina	0,10	µg/L
Fluoretos	1,5	mg/L F
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos	0,10	µg/L
Mercúrio	1,0	µg/L Hg
Níquel	20	µg/L Ni
Nitratos	50	mg/L NO ₃
Nitritos	0,50	mg/L NO ₂
Pesticida individual	0,10	µg/L
Pesticidas - total	0,50	µg/L
Selénio	10	µg/L Se
Tetracloroetano e Tricloroetano	10	µg/L
Trihalometano	100 80 (ponto de entrega)	µg/L

7.1.3. Parte III – Parâmetros Indicadores

Tabela 3 Valores paramétricos estabelecidos pela legislação atual para os parâmetros indicadores. Fonte: (Decreto-Lei nº. 152/2017).

Parâmetro	Valor paramétrico	Unidade
Alumínio	200	µg/L Al
Amónio	0,50	mg/L NH ₄
Bactérias coliformes	0	N/100 mL
Cálcio		mg/L Ca
Carbono orgânico total	Sem alteração anormal	mg/L C
Cheiro, a 25 °C	3	Fator de diluição
Cloretos	250	mg/L Cl
Cloritos	0,7	mg/L ClO ₂
Cloratos	0,7	mg/L ClO ₃
<i>Clostridium perfringens</i> (incluindo esporos)	0	N/100 mL
Condutividade	2500	µS/cm a 20°C
Cor	20	mg/L PtCo
Desinfetante residual		mg/L
Dureza total		mg/L CaCO ₃
Ferro	200	µg/L Fe
Magnésio		mg/L Mg
Manganês	50	µg/L Mn
Microcistinas-LR total	1	µg/L
Número de colónias a 22°C	Sem alteração anormal	N/mL a 22°C
Número de colónias a 36°C	Sem alteração anormal	N/mL a 36°C
Oxidabilidade	5,0	mg/L O ₂
pH	≥ 6,5 e ≤ 9,5	Unidades de pH
Sabor, a 25°C	3	Fator de diluição
Sódio	200	mg/L Na
Sulfatos	250	mg/L SO ₄
Turvação	4	UNT
Dose indicativa (DI)	0,10	mSv
Radão	500	Bq/L
Trítio	100	Bq/L

7.2. Anexo II – Análises internas previstas para o PCO, em 2021

Tabela 4 Número de análises do PCO e respetivos parâmetros analisados internamente nos Municípios de Amarante, Baião e Celorico de Basto, relativas à água bruta (AB) e tratada (AT), neste ano. Fonte: Base de Dados da Águas do Norte.

Parâmetro	Unidade	Nº Análises por ano (AB+AT)		
		Amarante (13 Reservatórios)	Baião (15 Reservatórios)	Celorico de Basto (34 Reservatórios)
Alumínio	mg/L Al	144	132	348
Cloro residual livre	mg/L Cl ₂	786	755	1865
Condutividade	uS/cm (20°C)	930	875	1913
Coliformes totais	ufc/100 mL	450	435	1065
<i>Escherichia coli</i>	ufc/100 mL	450	435	1065
Ferro	mg/L Fe	76	0	0
Manganês	mg/L Mn	76	0	0
pH	E. Sorensen	930	875	2225
Temperatura	°C	930	875	2225
Turvação	NTU	930	875	2225

7.3. Anexo III – Cuidados a ter com o Hipoclorito de Sódio

Segundo o protocolo ITR90 da empresa Águas do Norte, existem diversos cuidados a ter no armazenamento, transporte e doseamento de hipoclorito de sódio, tais como:

1. Armazenar o hipoclorito de sódio num local fresco e sem contacto direto com luz solar;
2. Se for necessário transportar hipoclorito de sódio de uma instalação para outra, garantir as condições de transporte adequadas:
 - a. Fazê-lo a horas do dia em que a temperatura ambiente é mais amena;
 - b. Não deixar bilhas/bidões nas carrinhas de direção de exploração durante várias horas;
 - c. Se o transporte for feito numa carrinha de caixa aberta, a atividade deve ser feita nos períodos do dia mais “frescos”, ou seja, logo pela manhã, especialmente em dias com temperaturas elevadas ($>25^{\circ}\text{C}$);
 - d. Em dias de calor, evitar tempos de transporte superior a 1,5 hora;
 - e. No caso específico da alínea c., recolher uma amostra do hipoclorito que foi transportado e enviá-lo ao laboratório interno para avaliar a sua concentração em cloro ativo;
 - f. Rejeitar o hipoclorito, caso a concentração de cloro ativo for inferior ao definido nos PCO;
3. De preferência, não diluir o hipoclorito de sódio;
4. Se o hipoclorito de sódio for diluído, deverá ser com água destilada ou ultrapura. Não havendo essa possibilidade, a diluição deve ser feita com água tratada subterrânea ou água tratada de origem superficial, desde que tenha baixos níveis de matéria orgânica, para minimizar a formação de cloratos na solução devido às reações laterais que podem ocorrer entre o reagente e a matéria orgânica presente na água;
5. Não armazenar hipoclorito de sódio por um prazo superior a 2 meses, nas situações em que o hipoclorito é fornecido em bilhas/bidões (ou 3 meses, desde que se garanta que este período não ultrapassa a data de fabrico);

6. Não armazenar hipoclorito por um prazo superior a 3 meses, nas situações em que este é fornecido em autotanque;
7. Criar um alerta no software de gestão operacional (ou outro que seja considerado eficaz) para garantir que os prazos referidos nas alíneas 5. e 6. não são ultrapassados;
8. Monitorizar, mensalmente, a concentração de hipoclorito e de cloratos em todos os SAAs ou ZAs que utilizem este reagente (pré-oxidação, desinfecção e/ou recloração), de acordo com os PCO;
9. Otimizar as etapas de tratamento de pré-oxidação (que, por princípio, não deve utilizar hipoclorito) e coagulação/floculação para reduzir os níveis de matéria orgânica na água, diminuindo, desta forma, a formação de cloratos devido às reações do hipoclorito de sódio com a matéria orgânica;
10. Rejeitar (e não “renovar” com compra de novo reagente) o hipoclorito de sódio se ocorrer alguma das situações seguintes:
 - a. Se não foram cumpridas as alíneas 1. e 2.. Por exemplo, se o hipoclorito for deixado no exterior com temperaturas elevadas durante umas horas;
 - b. Se for fornecido em bilhas/bidões e estiver mais de 2 meses (ou 3 meses desde a data do seu fabrico) armazenado;
 - c. Se estiver mais de 3 meses armazenado (fornecimento em autotanque);
 - d. Se a sua concentração for inferior a 80 g/L;
11. Se houver necessidade de rejeitar hipoclorito de sódio, devem ser cumpridas as regras de Segurança e Ambiente, de modo a dar um destino adequado ao resíduo.

7.4. Anexo IV – Precauções a serem tomadas durante a recolha de amostras

Segundo o protocolo PRL0006 da empresa Águas do Norte, existem diversos cuidados a ter durante o procedimento da recolha e manuseamento da amostra, de modo a minimizar possíveis contaminações, nomeadamente:

1. Evitar perturbações no local de colheita;
2. Lavar as mãos minuciosamente e/ou utilizar luvas descartáveis;
3. Não tocar na amostra com as mãos;
4. Nunca fumar, comer e/ou beber durante a recolha e evitar sempre respirar, tossir ou espirrar sobre as amostras;
5. Utilizar apenas recipientes e reagentes fornecidos pelo laboratório;
6. Nunca utilizar reagentes fora do prazo de validade ou que apresentem aspeto anormal;
7. Evitar a contaminação da parte exterior dos recipientes de colheita;
8. Remover a tampa do recipiente imediatamente antes de ser efetuada a recolha, segurando-a com a mão ou sobre uma superfície limpa, voltada para cima;
9. Nunca inserir objetos estranhos (sondas, termómetros, entre outros) num recipiente destinado à realização de outras análises;
10. Limpar e secar o equipamento e utensílios auxiliares à recolha;
11. Maximizar o nível de isolamento do recipiente: antes da utilização, assegurar que os recipientes se encontram armazenados em locais limpos, tapados e/ou embrulhados;
12. Examinar atentamente a amostra para a existência de partículas anormais;
13. Assegurar que todos os recipientes se encontram fechados após a recolha.

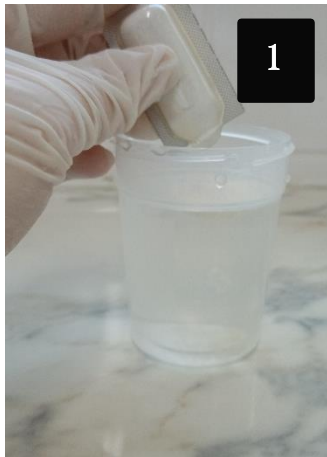
7.5. Anexo V – Fontes de erro na recolha das amostras

Segundo o protocolo PRL0006 da empresa Águas do Norte, no processo de recolha, transporte, preservação e preparação da amostra deve-se considerar as seguintes fontes de erros:

1. Metodologia inadequada e efeitos da estratégia da recolha;
2. Estado físico e estabilidade do analito da amostra;
3. Efeitos da temperatura durante a recolha e o transporte;
4. Perturbações da massa de água;
5. Manuseamento da amostra: contaminação pelo ambiente do local de recolha, pelas mãos ou luvas, e pelos recipientes ou equipamento de recolha;
6. Utilização de recipiente inadequados;
7. Contaminação cruzada entre amostras;
8. Humidade durante o transporte;
9. Duração do transporte;
10. Instabilidade e incorreta preservação da amostra;
11. Utilização de reagentes de preservação deteriorados;
12. Efeitos de homogeneização e/ou subdivisão da amostra;
13. Erros de diluição;
14. Concentração da amostra;
15. Instabilidade da amostra e/ou analito.

7.6. Anexo VI – Fotografias dos Procedimentos

7.6.1. Parte I – Análise da Água – Coliformes Totais e *Escherichia coli*



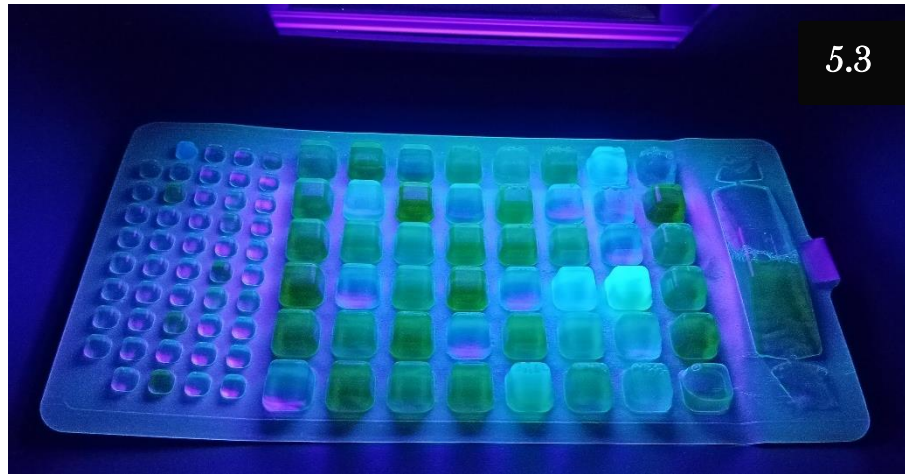


Figura 38 Procedimento para a análise da água (bruta + tratada) quanto à presença de Coliformes Totais e *Escherichia coli*. **1** – Adição do reagente a 10 ml da amostra; **2** – Mistura da amostra com o reagente; **3.1** – Após adição da amostra + reagente à cartela *Quanti-Tray 2000*, lacrar a cartela na seladora; **3.2** – Saída da cartela selada; **4** – Colocação da amostra na incubadora durante 18 horas a 35°C; **5.1** – Leitura dos resultados dos Coliformes Totais; **5.2** – Utilização de uma cabine de análises de fluorescência para a quantificação da *E. coli*; **5.3** – Quantificação dos resultados da *E. coli*. Fotografias de Ana Raquel Magalhães.

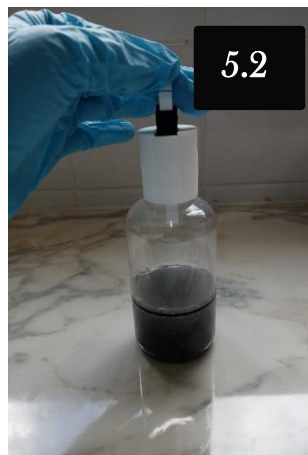
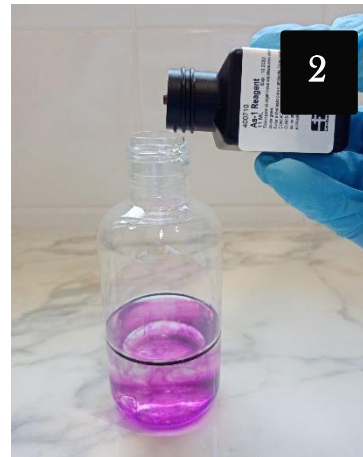
7.6.2. Parte II – Análise da Água – Alumínio





Figura 39 Procedimento para a análise da água tratada quanto à presença de Alumínio. **1** – Amostra da água; **2.1** – Adição de ácido nítrico 65% para ajustar o pH entre 2,5 e 3,5; **2.2** – Leitura do pH da amostra após o ajuste para verificar se este se encontra dentro do intervalo anterior; **3** – Adição de 2 ml de LCK 301 A ao frasco LCK; **4** – Adição de 3 ml ao frasco anterior; **5** – Adição de uma colher de LCK 301 B; **6** – Tempo de reação de 25 minutos; **7** – Obtenção do zero; **8** – Leitura do resultado em mg/L (0mg/L). Fotografias de Ana Raquel Magalhães.

7.6.3. Parte III – Análise da Água – Arsénio



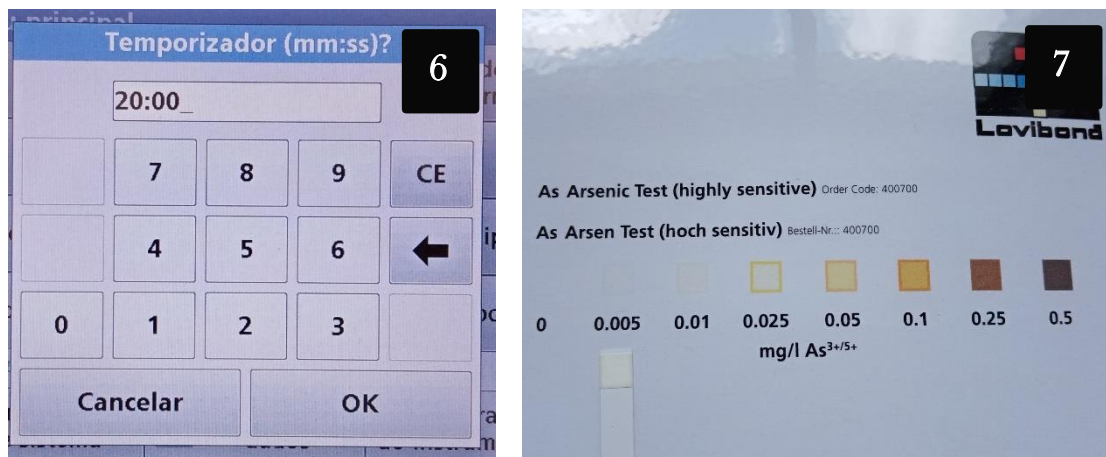


Figura 40 Procedimento para a análise da água tratada quanto à presença de Arsénio. **1.1** – Amostra da água; **1.2** – Transferência de 60 ml da amostra ou até atingir a marca assinalada no frasco; **2** – Adição de 2 gotas de reagente As-1 e agitar; **3** – Adição do reagente As-2 com recurso à colher vermelha e agitar; **4** – Adição do reagente As-3 com a colher verde; **5.1** – Frasco com a amostra e frasco com as tiras de teste; **5.2** – Colocação da tira de teste até à marca azul; **5.3** – Virar o suporte preto do frasco para prender a tira de teste; **6** – Tempo de reação de 20 minutos; **7** – Comparação entre a cartela de cores presente no kit e a tira da amostra, e determinar o valor da concentração em mg/L As^{3+/5+}. Fotografias de Ana Raquel Magalhães.

7.6.4. Parte IV – Análise da Água – Ferro

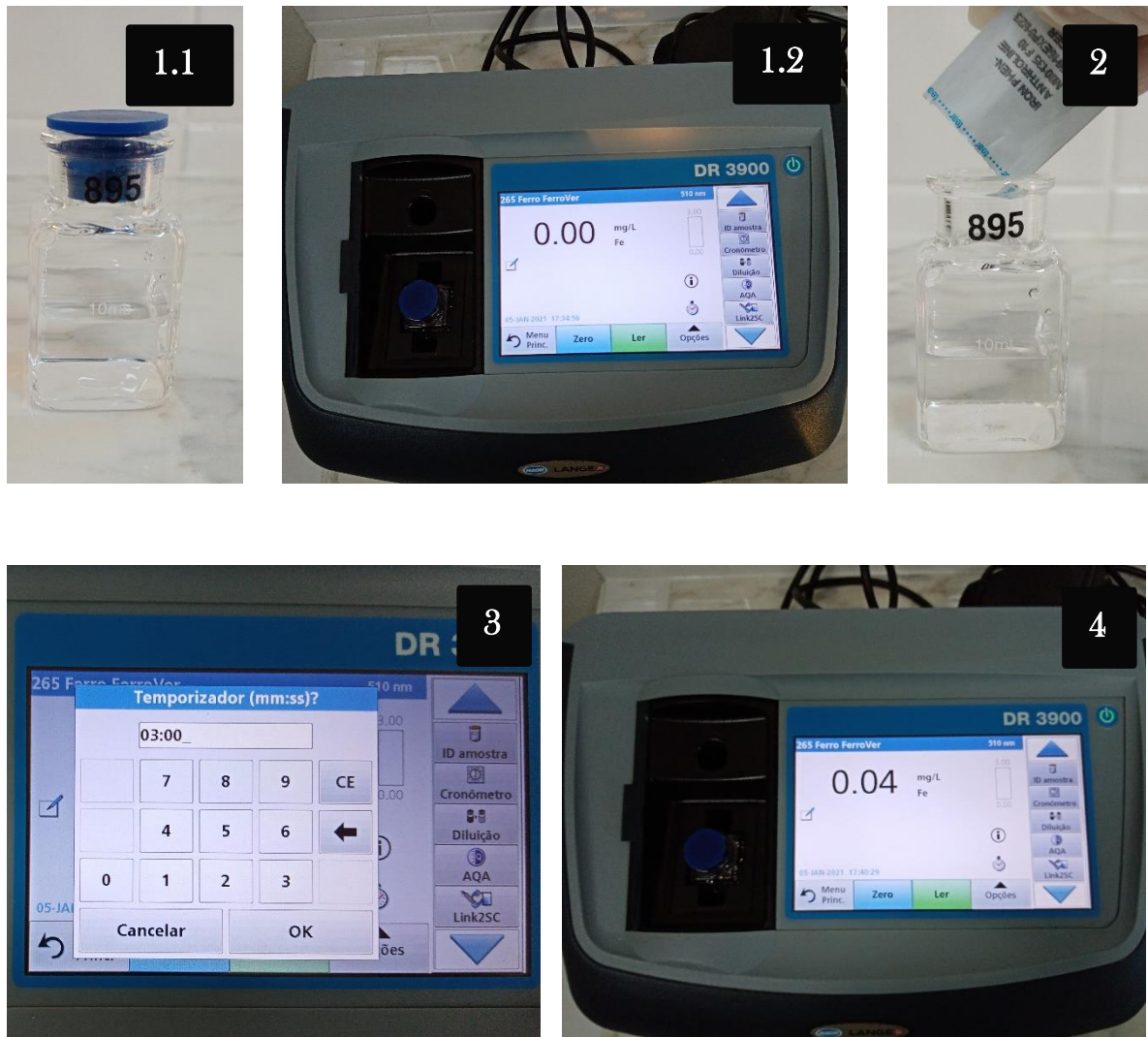


Figura 41 Procedimento para a análise da água tratada quanto à presença de Ferro. **1.1** – Célula quadrada com 10 ml da amostra; **1.2** – Calcular o zero com a célula quadrada e a amostra; **2** – Adição do reagente FerroVer; **3** – Tempo de reação de 3 minutos; **4** – Fazer a leitura da amostra em mg/L. Fotografias de Ana Raquel Magalhães.

7.6.5. Parte V – Análise da Água – Manganês

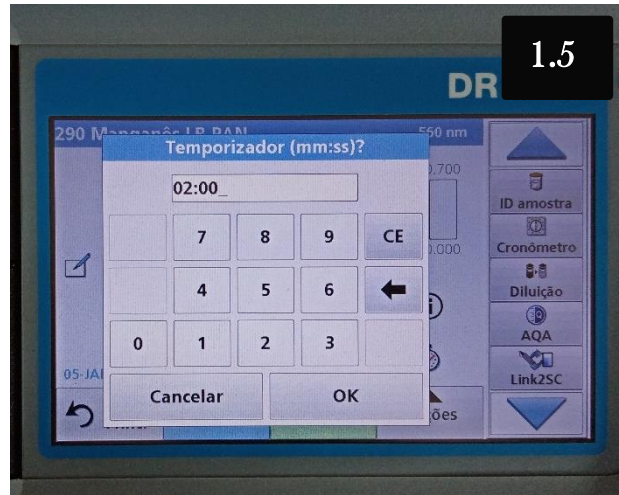




Figura 42 Procedimento para a análise da água tratada quanto à presença de Manganês. **1.1** – Célula quadrada com 10 ml de água destilada; **1.2** – Adição de ácido ascórbico à água destilada; **1.3** – Adição de cianeto alcalino à água destilada; **1.4** – Adição do reagente PAN à água destilada; **1.5** – Tempo de reação de 2 minutos; **1.6** – Obter o valor zero; **2** – Célula quadrada com 10 ml da amostra; **3** – Adição de ácido ascórbico à amostra; **4** – Adição de cianeto alcalino à amostra; **5** – Adição do reagente PAN à amostra; **6** – Tempo de reação de 2 minutos; **7** – Fazer a leitura da amostra em mg/L. Fotografias de Ana Raquel Magalhães.

7.7. Anexo VII – Fotografias dos Equipamentos





Figura 43 Equipamentos utilizados para as várias análises descritas ao longo deste relatório. **1** – Turbidímetro (HACH 2100Q PORTABLE); **2** – Medidor de pH (HACH HQ11D); **3** – Colorímetro (HACH POCKET COLOR); **4** – Condutivímetro (HACH HQ14D); **5** – Seladora (IDEXX Quanti-Tray Sealer Model 2X); **6** – Incubadora (RAYPA I-20); **7** – Cabine de Análises de Florescência (Spectroline CM-10A); **8** – Espectrofotômetro (HACH DR 3900). Fotografias de Ana Raquel Magalhães.