



**VIABILIDADE ECONÔMICA E TÉCNICA DA REUTILIZAÇÃO DA
ÁGUA SUBTERRÂNEA DO EMPREENDIMENTO CENTRO DE
APRIMORAMENTO DE PORTO ALEGRE**

CURITIBA
2016



ELIS MAYUMI YAMAMOTO

JOSÉ HENRIQUE HARASIM

**VIABILIDADE ECONÔMICA E TÉCNICA DA REUTILIZAÇÃO DA
ÁGUA SUBTERRÂNEA DO EMPREENDIMENTO CENTRO DE
APRIMORAMENTO DE PORTO ALEGRE**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Pós-Graduação em Gerenciamento e Execução de Obras, Pós-Graduação *lato sensu*, do Instituto IDD como requisito parcial para a obtenção do Grau de Especialista em Gerenciamento e Execução de Obras.

Orientador: Prof. Msc. Maurício Bianchini.

CURITIBA
2016

AGRADECIMENTOS

Ao engenheiro civil Prof. Msc. Maurício Bianchini pela valiosa colaboração no levantamento de campo deste trabalho.

Ao empreendimento Centro de aprimoramento de Porto Alegre pela disponibilidade e colaboração com a coleta de dados para este trabalho.

FOLHA DE APROVAÇÃO

VIABILIDADE ECONÔMICA E TÉCNICA DA REUTILIZAÇÃO DA ÁGUA SUBTERRÂNEA DO EMPREENDIMENTO CENTRO DE APRIMORAMENTO DE PORTO ALEGRE

Por

ELIS MAYUMI YAMAMOTO

JOSÉ HENRIQUE HARASIM

TRABALHO APROVADO COMO REQUISITO PARCIAL PARA A
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE ESPECIALISTA EM GERENCIAMENTO DE
EXECUÇÃO DE OBRAS, DO INSTITUTO IDD, PELA COMISSÃO
FORMADA PELOS PROFESSORES A SEGUIR MENCIONADOS.

Curitiba (PR) ____ de ____ de ____.

MSc. Mauricio Bianchini

MSc. Kirke Andrew Wrubel Moreia

Esp. Julio Eduardo Martins

RESUMO

O presente trabalho avalia a viabilidade técnica e econômica do reuso de água subterrânea do empreendimento centro de aprimoramento de Porto Alegre para uso não potável, através de pesquisa de referências bibliográficas e levantamento de dados dos equipamentos existentes e condições do local de análise da proposta. O estudo das técnicas utilizadas para reutilização da água do lençol freático visa a economia de água na edificação, com a finalidade de trazer benefícios ambientais, sociais e econômicos, uma vez que a água é um recurso natural não renovável em qualidade. Após concluir-se que o reuso é tecnicamente viável, foi feita uma análise de viabilidade econômica que apontou que a proposta teria um retorno de prazo muito longo, portanto economicamente inviável. Sob o ponto de vista sustentável, apesar do longo prazo para o seu retorno econômico, a proposta se mostrou atrativa levando-se em conta seus benefícios ecológicos e sociais.

Palavras chave: Lençol freático; Reuso de água; Consumo não potável; Tratamento de água; Água subterrânea;

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Ilustração do rebaixamento do lençol freático	20
Figura 2. Exemplo de garrafa para amostra.....	31
Figura 3. Instalação típica de remoção de ferro (RICHTER E NETTO, 2007)...	50
Figura 4. Filtros para remoção de ferro (RICHTER E NETTO, 2007)	51
Figura 5. Esquema de um filtro ascendente (DI BERNARDO, 1993)	55
Figura 6. Esquema de um filtro descendente (DI BERNARDO, 1993)	55
Figura 7. Variação da posição dos grãos do meio filtrante durante a lavagem (DI BERNARDO, 1993).....	57
Figura 8. Variação da porosidade, espessura do meio granular e perda de carga em função da velocidade ascensional. (DI BERNARDO, 1993).....	57
Figura 9. Fluxograma esquemático do sistema de filtração direta (DI BERNARDO, 1993).....	58
Figura 10. Esquema de funcionamento de um filtro ascendente com calha única para coleta das águas filtradas e de lavagem (DI BERNARDO, 1993).....	66
Figura 11. Filtro ascendente com calhas de coleta de água filtrada e coleta de água de lavagem de forma separada (DI BERNARDO, 1993).....	66
Figura 12. Corte esquemático de um filtro de escoamento ascendente com tubulação para introdução de água na interface durante as descargas de fundo intermediárias. (DI BERNARDO, 1993)	68
Figura 13. Filtração direta descendente com pré-floculação tipo mecânica. (DI BERNARDO, 1993).....	71
Figura 14. Filtração direta descendente com pré-floculação em meio granular expandido. (DI BERNARDO, 1993).....	71
Figura 15. Esquema de uma instalação de dupla filtração (DI BERNARDO, 1993).....	75
Figura 16. Isotermas de adsorção para diversos orgânicos (TEBBUTT, 1998) ..	79
Figura 17. Exemplo da tabela de vazão e carga (YAMAMOTO, 2013).....	81

Figura 18. Exemplo de curva de bomba (YAMAMOTO, 2013).....	81
Figura 19. Localização do Centro de Aprimoramento de Porto Alegre (Google Maps, 2015).....	82
Figura 20 – Sistema de tratamento de água adotado.	91
Figura 21. Conta de água do Centro de Aprimoramento Porto Alegre do mês de outubro/2016.....	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação preliminar de águas brutas em relação aos processos de tratamento (RICHTER E NETTO, 2007).....	28
Tabela 2. Limites para tóxicos e substâncias nocivas (RICHTER E NETTO, 2007).....	29
Tabela 3. Classificação de águas naturais para abastecimento público (RICHTER E NETTO, 2007)	29
Tabela 4. Características do material filtrante (areia) e da camada suporte (pedregulho). (DI BERNARDO, 1993).....	67
Tabela 5. Subdivisões para três espessuras de camada suporte. (DI BERNARDO, 1993).....	67
Tabela 6. Especificação da análise da água (Análise feita em laboratório, 2016)	85
Tabela 7. Especificações da amostragem (Análise feita em laboratório, 2016) ..	85
Tabela 8. Análise físico-química e microbiótica (Análise feita em laboratório, 2016).....	86
Tabela 9. Tabela de padrão microbiótico da água para consumo humano (Portaria 2914 do Ministério da Saúde, 2011).....	86
Tabela 10. Tabela de padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção. (Portaria 2914 do Ministério da Saúde, 2011).....	87
Tabela 11. Limites para tratamento de água (RICHTER E NETTO, 2007)	87
Tabela 12. Principais efeitos dos processos de tratamento (RICHTER E NETTO, 2007).....	88
Tabela 13. Demanda residencial de água potável na área interna (PLÍNIO TOMAZ, 2016).....	94

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1- Equação de Langmuir.....	76
Equação 2- Equação de Freundlich	77
Equação 3- Equação de dose eficaz de carbono (ECD)	78
Equação 4- 1ª faixa - consumo mensal de até 20m ³ de água.....	92
Equação 5- 2ª faixa - consumo mensal entre 21m ³ e 1.000 m ³	92
Equação 6- 3ª faixa - consumo mensal acima de 1.000m ³	92

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	1
FOLHA DE APROVAÇÃO	2
RESUMO	3
LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	4
LISTA DE TABELAS.....	6
LISTA DE EQUAÇÕES.....	7
1. INTRODUÇÃO	11
1.1. PROBLEMA DE PESQUISA.....	12
1.2. OBJETIVOS.....	12
1.2.1. Objetivo Geral	13
1.2.2. Objetivos Específicos	14
1.3. JUSTIFICATIVAS	14
1.3.1. Tecnológicas.....	14
1.3.2. Econômicas	15
1.3.3. Sociais	16
1.3.4. Ecológicas	17
1.4. HIPÓTESE	18
1.5. APRESENTAÇÃO DO TRABALHO.....	18
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	19
2.1. CONCEITO CONSTRUTIVO – REBAIXAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO.....	19
2.1.1. Gestão das Águas e Políticas Adotadas em Porto Alegre	20
2.2. CONCEITO DE REÚSO DE ÁGUA	21
2.2.1. Considerações Gerais	21
2.2.2. Reuso Não Potável	21
2.2.3. Variantes Conceituais de Reuso de Água	22
2.3. CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA	22

2.3.1. Metais	22
2.3.2. Ferro e Manganês	25
2.3.3. Oxigênio Dissolvido (OD)	26
2.3.4. Demanda de Oxigênio	26
2.3.5. Pesquisa de Coliformes	27
2.4. CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS PARA EFEITO DE TRATAMENTO.....	27
2.5. DEFINIÇÃO DO TRATAMENTO DA ÁGUA PARA O CONSUMO NÃO POTÁVEL	30
2.5.1. Amostra de Água.....	30
2.5.2. Turbidez.....	32
2.5.3. Teor de Ferro	33
2.5.4. Ocorrência	35
2.5.5. Problemática da Presença de Concentrações de Ferro e Manganês	37
2.5.6. Complexação do Ferro e Manganês com a Matéria Orgânica ...	38
2.6. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE O PROJETO DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	39
2.6.1. Investigações de Laboratório	39
2.7. TIPOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA.....	40
2.7.1. Oxidação e Remoção.....	40
2.7.2. Coagulação	46
2.7.3. Floculação	46
2.7.4. Decantação	47
2.7.5. Filtração.....	47
2.7.6. Aeração e Arejamento	48
2.7.7. Filtros Rápidos de Gravidade	52
2.7.8. Conceituação da Filtração Rápida e da Fluidificação de Meios Granulares	52

2.7.9. Filtração Ascendente e Filtração Descendente	54
2.7.10. Fluidificação de Meios Granulares	56
2.7.11. Seleção de Alternativas de Tratamento por Filtração Direta e Estudos de Tratabilidade.....	58
2.7.12. Filtração Direta Descendente	68
2.7.13. Dupla Filtração	72
2.8. ADSORÇÃO.....	75
2.9. BOMBAS HIDRÁULICAS.....	79
2.10. TECNOLOGIAS PARA O USO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA	81
3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	82
3.1. LOCALIZAÇÃO DA EDIFICAÇÃO	82
3.2. DADOS DA CISTERNA.....	83
3.3. ANÁLISE DA ÁGUA	85
3.3.1. Tratamentos mais Comuns	87
3.4. ESCOLHA DO TIPO DE TRATAMENTO.....	89
4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	92
4.1. ANÁLISE DA VIABILIDADE ECONÔMICA.....	92
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	96
5.1. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	96
5.2. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	97
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	98

1. INTRODUÇÃO

Neste trabalho foi abordado o tema da aplicabilidade da sustentabilidade na construção civil como meio de prover solução técnica para o estudo de caso do Centro de Aprimoramento de Porto Alegre.

A água é um elemento natural essencial à vida no planeta, mas é utilizada também como insumo básico da imensa maioria das atividades econômicas. É encontrada na natureza em quantidades que variam aleatoriamente, no tempo e no espaço, sendo também extremamente vulnerável à degradação qualitativa. Por ser uma substância fluida, o uso da água em um local afeta não apenas os demais usuários neste mesmo local, mas também aqueles situados ao longo da direção de fluxo. Além disso, é crescente hoje, em nível mundial, o fenômeno de escassez dos recursos hídricos, fato que também vem ocorrendo no Rio Grande do Sul, onde em determinadas regiões a situação já é alarmante. (JUNIOR E FRIES, 2015)

Atualmente, com a escassez da água é muito importante o estudo do aproveitamento de recursos naturais para a redução do impacto negativo ao meio ambiente, para a economia monetária e conseqüentemente para minimização dos impactos sociais causados.

Neste cenário, o estudo de uso e reaproveitamento de água se torna uma fonte de crescimento para uma região e para a qualidade de vida de uma população. E com o crescimento das cidades, é comum encontrar um grande número de obras de Engenharia que se deparam com problemas relativos às águas subterrâneas.

Neste contexto o trabalho trata-se de um estudo de caso para a utilização da água subterrânea provida do lençol freático, consequência da construção do empreendimento citado, bem como das tecnologias que serão necessárias ser empregadas.

1.1. PROBLEMA DE PESQUISA

Devido a construção do subsolo no Centro de Aprimoramento Porto Alegre, houve a necessidade de se instalar uma bomba de água com a finalidade de retirar a água proveniente do lençol freático. Neste contexto, surgiu a ideia de reaproveitar essa água para uso não potável. Porém, as louças sanitárias estavam ficando manchadas, por isso, o sistema de reaproveitamento foi desativado. A bomba levava a água da cisterna até a cobertura, onde era descartada diretamente na calha, e assim vai para a rede pluvial. Por isso, decidiu-se estudar uma forma de tratar a água do lençol freático para utilização nos sanitários, de modo que não manchasse as louças sanitárias.

No estudo de caso fez-se uma vistoria das condições dos equipamentos existentes no local e se estavam em perfeito funcionamento de acordo com o exigido em norma. Analisou-se as condições do lençol freático. Fez-se um estudo técnico da bomba existente na cisterna, como eficiência energética. Foi feita a coleta de amostras da água na cisterna para verificar as condições físico-químicas e microbiológicas, a partir de testes de *Escherichia coli*, ferro total, fluoretos, manganês, nitratos, pH, sódio e turbidez. A partir disso, estudou-se as normas e referências bibliográficas relativas a testes de qualidade da água e a tipos de tratamento da água. Desse modo, conseguiu-se definir o método de tratamento a ser empregado.

Isto posto, é economicamente e tecnicamente viável o tratamento para utilização da água subterrânea na Edificação Centro de Aprimoramento de Porto Alegre?

1.2. OBJETIVOS

Neste item apresentam-se os objetivos gerais e específicos da pesquisa a ser desenvolvida.

1.2.1. Objetivo Geral

A água, embora seja a substância mais difundida na terra, sua parte potável constitui apenas 2,59% da quantidade total no planeta, ficando oceanos com 97,41%. Deste pequeno percentual potável, 0,14% está concentrado na atmosfera, nas águas superficiais e como umidade no solo, sendo o restante encontrado em águas subterrâneas e camadas de gelos e glaciais (LORA, 2002). Dados da ONU mostram que há mais de 1 bilhão de pessoas sem a quantidade de água suficiente para o consumo doméstico. Segundo o site da Associação Brasileira de Recursos Hídricos, estima-se que, para o Século XXI, metade da população mundial sofrerá com a falta de água ou terá apenas água insalubre, segundo estudos da Comissão Mundial da Água, como consequência, principalmente, do desperdício.

No Estado do Rio Grande do Sul, o abastecimento de água potável é realizado através de captação de água dos rios que fazem parte das três regiões hidrográficas: Guaíba, Litoral e Uruguai. O abastecimento depende essencialmente do volume de água dessas bacias hidrográficas e consequentemente da intensidade pluviométrica. Um dos fatores climáticos que podem influenciar na estiagem de chuva é o fenômeno La nina, caracterizado pelo aquecimento global. Este fenômeno já foi vivenciado recentemente nos anos de 2011 e 2012, deixando algumas regiões do Rio Grande do Sul com racionamento de água. Outro fator importante é o gerenciamento do uso das águas, conforme o crescimento da população, evidenciado a cada ano (AGUIAR, 2015).

Uma das saídas encontradas para minimizar os danos ambientais é a reutilização da água. Os objetivos são as proteções da saúde pública, manutenção dos ecossistemas e uso sustentado da água.

Por isso, vê-se a necessidade de verificar a viabilidade técnica e econômica da utilização da água subterrânea do Centro de Aprimoramento de Porto Alegre.

1.2.2. Objetivos Específicos

Para se alcançar os parâmetros de qualidade para reuso, faz-se necessário o tratamento do efluente com sistemas avançados, podendo ser físicos, químicos e eventualmente biológicos (MIERZWA, 2005). Tratamentos como a filtração, oxidação, remoção, aeração, decantação, etc.

A escolha de uma ou a combinação entre duas ou mais técnicas, sempre dependerá do potencial de cada técnica e dos mecanismos envolvidos na redução do contaminante de interesse (MIERZWA 2005). Mediante toda a problemática que envolve a água potável, as águas residuárias e a evolução de seus tratamentos já levantados anteriormente, pode-se afirmar de uma forma consciente que este trabalho possui justificativa sob três principais aspectos, sendo eles: (1) o tratamento avançado como ferramenta de viabilização do reuso de água subterrânea tendo como consequência a mitigação da poluição e proporcionando o aumento da oferta e otimização do uso dos recursos hídricos, (2) a perspectiva de falta mundial de água para abastecimento até o ano de 2025, segundo projeções de vários pesquisadores, organizações e institutos como a ONU e o ITT1, e (3) da importância do reuso de água para outras áreas, podendo este influenciar seus setores correlatos.

1.3. JUSTIFICATIVAS

1.3.1. Tecnológicas

Segundo o SindusCon-SP, (2005), para restabelecer o equilíbrio entre oferta e demanda de água e garantir a sustentabilidade do desenvolvimento

econômico e social, é necessário que métodos e sistemas alternativos modernos sejam convenientemente desenvolvidos e aplicados em função de características de sistemas e centros de produção específicos.

Uma das alternativas para a redução da escassez de água é a reutilização das águas subterrâneas para fins não potáveis.

O estudo do problema possibilitará a aplicação de novas tecnologias como o estudo de tratamento de água subterrânea para o reaproveitamento.

1.3.2. Econômicas

Os benefícios sociais decorrentes da implantação de um projeto de reutilização de água tornam o processo decisório de natureza econômica, pois, em geral, espera-se que esses projetos possam proporcionar os seguintes benefícios: (FONTENELE, 1999)

- Redução das taxas de morbidade e mortalidade provocada por enfermidades de origem hídrica;
- Melhorias dos hábitos e atitudes da população beneficiária, com respeito ao uso da água e disposição final;
- Promoção do desenvolvimento econômico, social e intelectual das comunidades através da conscientização da economia de água.

No entanto, em face ao reconhecido problema econômico de escassez de recursos frente às necessidades ilimitadas, a decisão sobre a implantação desses projetos exige a aplicação de critérios econômicos, tendo em vista os objetivos de alocação eficiente dos recursos, de crescimento econômico e de distribuição de renda. É dentro desse contexto do problema econômico que se insere a avaliação econômica de projetos, com o intuito de demonstrar para a sociedade em quanto a implantação de um projeto aumenta o seu bem-estar. Em um país em desenvolvimento, uma boa medida dessa variação de bem-estar coletivo é o incremento de riqueza gerado pelo projeto. É ainda nesse último

ponto que aparece uma primeira diferença entre a avaliação financeira e econômica de um projeto. A primeira se preocupa apenas com os empreendedores ou financiadores, enquanto que a última envolve todos os agentes econômicos: consumidores, produtores e governos. (FONTENELE, 1999)

A concordância com legislação ambiental (proteção ao meio ambiente), modificação dos padrões de consumo e produção (inclusive diminuição dos custos de produção) são alguns dos benefícios econômicos.

1.3.3. Sociais

Os cidadãos não têm apenas direitos, mas também (e igualmente) obrigações recíprocas entre si e em face do próprio Estado (que nada mais é além de uma conformação institucionalizada de pessoas), pois o pleno exercício de ambos, direitos e obrigações, traduz o conceito de cidadão e de cidadania.

Dentre o rol de obrigações mútuas inseridas no seio social, pode-se incluir a responsabilidade concidadã de se comprometer, de maneira consciente e coletiva, com o uso deste recurso natural notadamente limitado e inegavelmente escasso que é a água (PORTO E TORRES, 2014). Com este estudo, contribuir-se-á com a redução do impacto ambiental e estimular-se-á o uso consciente da água para que a distribuição seja mais igualitária.

O conjunto das atividades humanas, cada vez mais diversificado, associado ao crescimento demográfico, vem exigindo atenção maior às necessidades de uso de água para as mais diversas finalidades. (MANCUSO E SANTOS, 2003)

Com base na disponibilidade de menos de 1.000 m³ de água renovável por pessoa/ano, existem projeções que antecipam a escassez progressiva de água em diversos países do mundo, no intervalo de 1955-2025:

- Países com água escassa em 1955: Malta, Djibuti, Barbados, Cingapura, Kuwait e Jordânia.
- Países adicionados à lista anterior em 1990: Qatar, Arábia Saudita, Emirados Árabes Unidos, Iêmen, Israel, Tunísia, Cabo Verde, Quênia, Burundi, Argélia, Ruanda e Somália.
- Países que se encontram adicionados aos anteriores sob todas projeções de crescimento populacional das Nações Unidas para o ano de 2025: Líbia, Omã, Marrocos, Egito, Camarões, África do Sul, Síria, Irã, Etiópia e Haiti.
<<http://www.itt.com/waterbook>>

1.3.4. Ecológicas

A dificuldade de acesso à água potável, está nos forçando a repensar nossos conceitos de estabilidade, dependência e responsabilidade, bem como nossa percepção sobre sustentabilidade do planeta e das futuras gerações. (VICTORINO, 2007)

Como benefícios ambientais tem-se a redução do lançamento de efluentes nos rios e mares, o que permite obter-se água de melhor qualidade. Há acréscimo da disponibilidade de água para uso em setores mais necessitados (hospitais, abastecimento público, por exemplo).

Apesar do enorme potencial hídrico existente no Brasil, o costume é utilizar apenas águas das bacias hidrográficas, desprezando a dos mananciais subterrâneos. No entanto, a qualidade da água subterrânea quase sempre é superior à água superficial, porque os lençóis freáticos são mais difíceis de serem poluídos, devido à filtração que ocorre nas camadas permeáveis, essas águas são isentas de bactérias encontradas em águas superficiais, a não ser que sejam atingidas por alguma fonte poluidora. O que não é possível. (VICTORINO, 2007)

Países como a Alemanha e a Suécia têm na água subterrânea sua principal fonte de abastecimento chegando a 100% da água consumida pela população. No Brasil, somente um dos reservatórios subterrâneos existentes no Nordeste possui um volume de 11 trilhões de metros cúbicos de água disponível para consumo humano, volume este suficiente para abastecer a população brasileira por um período de, no mínimo, 60 anos. Nosso país possui os maiores lençóis de águas subterrâneas do mundo, com volume de 111 trilhões e 661 milhões de metros cúbicos em suas reservas. (VICTORINO, 2007)

Por isso, neste trabalho estudaremos como reduzir o impacto ambiental através da reutilização deste recurso natural.

1.4. HIPÓTESE

Espera-se que com o estudo das técnicas utilizadas para reutilização da água do lençol freático, haja economia de água na edificação, com a finalidade de trazer benefícios ambientais, sociais e econômicos, uma vez que a água é um recurso natural não renovável em qualidade. Nem sempre a economia é significativa em termos financeiros, porém com a escassez cada vez maior da água, o percentual encontrado é bem expressivo.

1.5. APRESENTAÇÃO DO TRABALHO

O **Capítulo 1** apresenta o problema de pesquisa e seus objetivos, bem como delinea as principais justificativas para a realização deste estudo e os procedimentos metodológicos a serem adotados.

O **Capítulo 2** apresenta a revisão bibliográfica e discorre sobre o rebaixamento do lençol freático, tratamento de água para o consumo não potável, suas classificações e critérios de seleção, abordando aspectos tecnológicos, econômicos, sociais e ecológicos para a definição do tipo de tratamento.

O **Capítulo 3** trata sobre o procedimento metodológico empregado neste trabalho, apresentando a descrição da localização da edificação, os dados da cisterna, a análise da água e a escolha do tipo de tratamento.

O **Capítulo 4** apresenta a análise dos resultados deste estudo com base no cálculo de análise de viabilidade econômica, descrevendo os procedimentos utilizados.

O **Capítulo 5** apresenta as considerações finais acerca da pesquisa e as recomendações para trabalhos futuros.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. CONCEITO CONSTRUTIVO – REBAIXAMENTO DO LENÇOL FREÁTICO

Em muitos casos de construção de edifícios com subsolo (pavimentos inferiores), como o estudo em questão, se faz necessária escavação profunda para a execução da fundação. E desta forma, tais escavações podem exigir uma drenagem para o rebaixamento do lençol freático e vários métodos podem ser utilizados (ver Figura 1).

No caso do empreendimento em estudo, o método utilizado foi a captação desta água através de uma cisterna e a mesma é bombeada para uma caixa de água para utilização em bacias sanitárias.

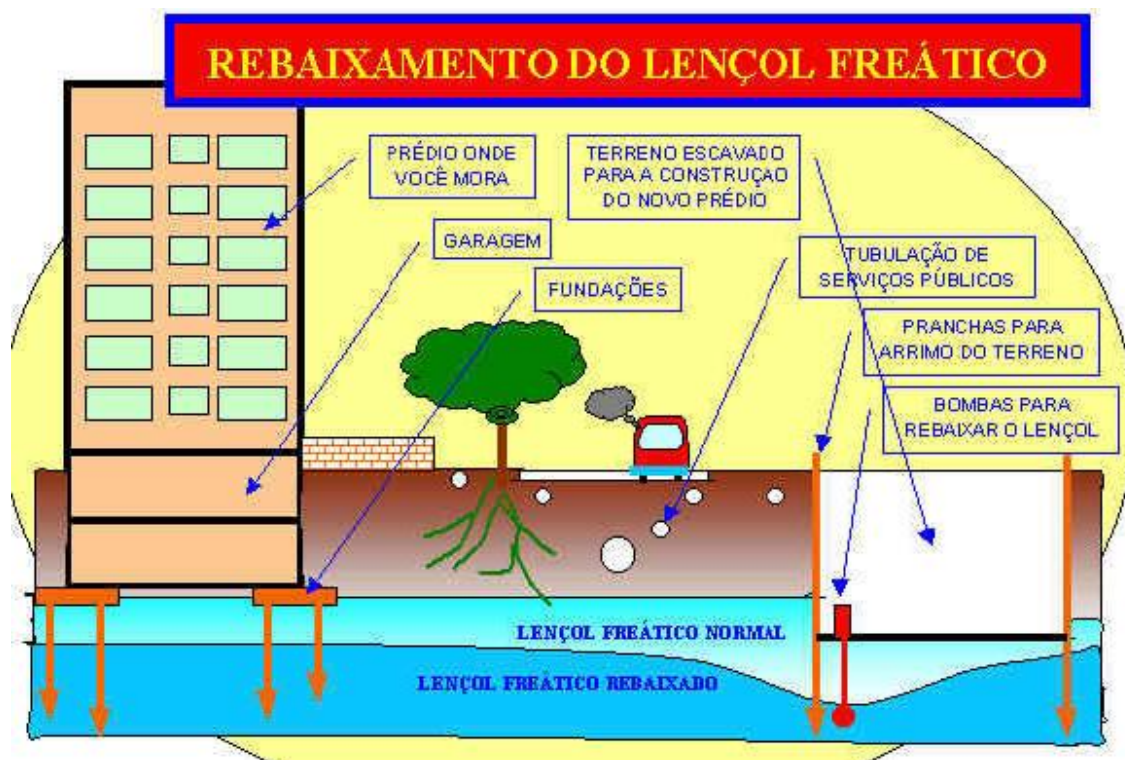


Figura 1. Ilustração do rebaixamento do lençol freático

Fonte: <http://www.ecivilnet.com/artigos/rebaixamento_lencol_freatico.htm>

2.1.1. Gestão das Águas e Políticas Adotadas em Porto Alegre

Desde a Constituição Federal de 1988 que definiu os recursos hídricos do país como um bem público e estabeleceu as competências dos Estados e da Federação, seguiu-se, tanto na esfera Federal quanto nas Unidades da Federação, a elaboração e a implementação de uma série de normas legais que disciplinam os usos e a gestão deste recurso, consolidando, assim, o arcabouço jurídico que cria a Política de Recursos Hídricos, passando a adotar-se uma visão sistêmica na gestão das águas. Assim, em 1994, através da Lei Estadual No 10.350, o Estado do Rio Grande do Sul passou a ter seu Sistema Estadual de Recursos Hídricos (SERH). Na esfera federal lei semelhante entrou em vigor em 1997, a Lei No 9.433. A legislação fornece diretrizes básicas para a gestão dos recursos hídricos

e estabelece instrumentos para o planejamento e para a gestão das águas. (AGUIAR,2015)

2.2. CONCEITO DE REÚSO DE ÁGUA

2.2.1. Considerações Gerais

A disponibilidade de água doce na Terra excede, em muito, a demanda humana. Grandes populações vivem em áreas que recebem abundantes precipitações pluviométricas, enquanto outras vivem em regiões semi-áridas ou mesmo áridas. (MANCUSO E FILHO, 2003)

A caracterização de reuso deve levar em conta o volume de esgoto recebido pelo corpo de água, relativamente ao volume de água originalmente existente no rio. (MANCUSO E FILHO, 2003)

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (1973), tem-se:

- reuso indireto: ocorre quando a água já usada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial, é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas e utilizada novamente a jusante, de forma diluída;
- reuso direto: é o uso planejado e deliberado de esgotos tratados para certas finalidades como irrigação, uso industrial, recarga de aquífero e água potável;
- Reciclagem interna: é o reuso de água internamente às instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição.

2.2.2. Reuso Não Potável

Reuso não potável para fins domésticos: são considerados aqui os casos de reuso de água para rega de jardins residenciais, para descargas sanitárias e utilização desse tipo de água em grandes edifícios. (OMS, 1973)

2.2.3. Variantes Conceituais de Reuso de Água

Em razão da impossibilidade de identificar adequadamente a enorme quantidade de compostos de alto risco, particularmente micropoluentes orgânicos presentes em efluentes líquidos industriais, mananciais que recebem ou receberão esses efluentes por longos períodos são desqualificados para a prática de reuso para fins potáveis. Finalmente, chama-se atenção para a necessidade do emprego do conceito das múltiplas barreiras no sistema de tratamento (LAURER, 1984).

Múltiplas barreiras: O sistema de múltiplas barreiras utiliza tanques para Floculação/Coagulação, Cloração, Filtração, Decloração e Polimento Final (LAURER, 1984).

2.3. CARACTERÍSTICAS DA ÁGUA

2.3.1. Metais

A capacidade do corpo de água em suportar a vida aquática, bem como a sua adequação para outros usos, depende de muitos oligoelementos. Alguns metais, como Mn, Zn e Cu, quando presentes em concentrações residuais são importantes para as funções fisiológicas dos tecidos vivos e regulam diversos processos bioquímicos. Os mesmos metais, porém, descarregados em águas naturais em maiores concentrações em esgotos, efluentes industriais ou operações de mineração, podem ter graves efeitos toxicológicos sobre os seres humanos e sobre o ecossistema aquático. A poluição da água por metais pesados como resultado das atividades humanas está causando sérios problemas ecológicos em muitas partes do mundo. Esta situação é agravada pela falta de processos naturais de eliminação de metais. Como resultado, os metais mudam de um compartimento para outro dentro do ambiente aquático, incluindo a biota, muitas vezes com efeitos prejudiciais. Quando uma determinada acumulação de metais na biota ocorre através da transferência da cadeia alimentar, há também um crescente risco toxicológico para os seres humanos. Como resultado da

adsorção e acumulação, a concentração de metais nos sedimentos de fundo é muito maior do que na água que está acima e isso às vezes ocasiona problemas secundários de poluição. (CHAPMAN, 1996)

Geralmente, resíduos de metais estão sempre presentes nas águas doces devido à desagregação de rochas e solos. Além disso, particularmente em países desenvolvidos, as descargas de águas residuais industriais e a mineração são importantes fontes causadoras de metais em águas doces. Quantidades significativas também entram nas águas superficiais em esgotos, bem como com deposição atmosférica. O chumbo ainda é amplamente utilizado como um aditivo combustível para automóveis e é emitido para a atmosfera em seus gases de escape, entrando assim no ciclo hidrológico. (CHAPMAN, 1996)

Os metais em águas naturais podem existir em formas verdadeiramente dissolvidas, coloidais e suspensas. A proporção destas formas varia para diferentes metais e para diferentes corpos de água. Consequentemente, a toxicidade e o potencial de sedimentação dos metais mudam, dependendo das suas formas. (CHAPMAN, 1996)

A ausência de ferro e manganês em algumas listas de prioridades resulta da sua frequente classificação como elementos principais. A ocorrência de ferro em solução aquosa depende das condições ambientais, especialmente oxidação e redução. A água superficial que é totalmente arejada não deve conter mais do que alguns microgramas por litro de ferro dissolvido não complexado em equilíbrio na faixa de pH de 6,6 a 8,5. Na água subterrânea, contudo, podem ocorrer níveis muito mais altos. Nas águas subterrâneas anóxicas com pH de 6 a 8, as concentrações de ferro ferroso (Fe^{2+}) podem ser altas, chegando a 50 mg l^{-1} , e as concentrações de 1 a 10 mg l^{-1} são comuns. O ferro é originado por solução em locais de redução de hidróxidos férricos ou oxidação de sulfureto ferroso (HEM, 1989) e o processo é fortemente influenciado pela atividade microbiológica. A redução da água subterrânea é clara quando é trazida pela primeira vez de um poço, mas torna-se turva e depois cor de laranja, uma vez que

a oxidação ocorre com a precipitação de hidróxido férrico. Consequentemente, a obtenção de amostras representativas para determinação de ferro em águas subterrâneas apresenta dificuldades especiais. Concentrações elevadas de ferro nas águas subterrâneas são amplamente reportadas em países em desenvolvimento, onde o ferro é frequentemente um importante problema na qualidade da água. Problemas semelhantes podem ser encontrados em águas anóxicas para Mn^{2+} , embora as concentrações atingidas sejam normalmente dez vezes menores do que o ferro ferroso. (HEM, 1989)

A concentração de diferentes metais nas águas varia em uma ampla faixa (0,1-0,001 $\mu g\ l^{-1}$) em locais de fundo e pode chegar a concentrações que são perigosas para a saúde humana em alguns corpos de água influenciados por atividades humanas. As concentrações de metal dissolvido são particularmente difíceis de medir, devido a uma possível contaminação durante a amostragem, pré-tratamento e armazenamento. Como resultado, grandes diferenças podem ser observadas entre as análises realizadas por equipes altamente especializadas. Ainda não é totalmente compreendida a variabilidade natural do metal dissolvido. Como os metais dissolvidos ocorrem em concentrações muito baixas, é recomendado que os metais sejam medidos na forma de matéria particulada, para a qual existe muito mais informação sobre índices de variabilidade, valores históricos de referência, etc. (CHAPMAN, 1996)

A variedade de espécies de metais é a principal dificuldade metodológica na concepção de programas de monitoramento baseada em metais. Ao verificar a conformidade com as diretrizes de qualidade da água, por exemplo, os metais devem sempre ser determinados nas mesmas formas que aqueles para os quais as diretrizes ou padrões são definidos. Se as normas de qualidade se referem às formas dissolvidas dos metais, então apenas as formas dissolvidas devem ser monitoradas. Mais de 50 por cento se o metal total presente (e até 99,9 por cento) é adsorvido em partículas em suspensão; isto é particularmente relevante quando se avalia a descarga de metais em rios.

Consequentemente, os programas de monitoramento e avaliação, tais como GEMS/WATER, incluem a determinação de concentrações totais (não filtradas) e dissolvidas (filtradas através de filtros de 0,45 µm) quando se avalia o fluxo de contaminantes para os oceanos. Estudos mais detalhados envolvendo a especiação e partições dos metais são bastante complicados e devem ser realizados apenas em situações especiais (HEM, 1989).

2.3.2. Ferro e Manganês

O ferro, muitas vezes associado ao manganês, confere à água um sabor amargo adstringente e coloração amarelada e turva, decorrente da precipitação do mesmo quando oxidado. (RICHTER E NETTO, 2007)

Certos sais férricos e ferrosos como os cloretos, são bastante solúveis nas águas. Os sais ferrosos são facilmente oxidados nas águas naturais de superfície, formando hidróxidos férricos insolúveis, que tendem a flocular e decantar ou a serem adsorvidos superficialmente, razão pela qual a ocorrência de sais de ferro em águas superficiais bem aeradas dificilmente se dá e, concentrações de elevado teor. (RICHTER E NETTO, 2007)

É adotado o limite de 0,3 mg/litro para a concentração de ferro, juntamente com manganês, nas águas, sugerindo-se concentrações inferiores a 0,1 mg/litro. Essa limitação, entretanto, é feita devido a razões estéticas, pois águas contendo sais de ferro causam nódoas em roupas e objetos de porcelana. Em concentrações superiores a 0,5 mg/litro causa gosto nas águas. É altamente prejudicial nas águas utilizadas por lavanderias e indústrias de bebidas gaseificadas. O manganês é semelhante ao ferro, porém menos comum, e a sua coloração característica é a marrom. O ferro é facilmente removido da água com um tratamento apropriado. (RICHTER E NETTO, 2007)

2.3.3. Oxigênio Dissolvido (OD)

Para Araújo et. al. (2004) o oxigênio é utilizado como principal parâmetro de qualidade da água e serve para determinar o impacto de poluentes sobre os corpos da água. É um importante fator no desenvolvimento de qualquer planejamento na gestão de recursos hídricos. O consumo de oxigênio é dado pela oxidação da matéria orgânica, respiração dos organismos aquáticos e demanda bentônica de oxigênio (sedimentos). Esse oxigênio é produzido pela reação da atmosfera (difusão), na fotossíntese e pela entrada no mesmo em tributários e efluentes.

Águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos), enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas, chegando até a um pouco abaixo da concentração de saturação. No entanto, uma água eutrofizada pode apresentar concentrações de oxigênio bem superiores a 10 mg/L, mesmo em temperaturas superiores a 20°C, caracterizando uma situação de supersaturação. Isto ocorre principalmente em lagos de baixa velocidade onde chegam a se formar crostas verdes de algas à superfície (CETESB, 2008)

A presença de oxigênio na água, especialmente em companhia do dióxido de carbono (CO₂), constitui-se em um significativo fator a ser considerado na prevenção da corrosão de metais ferrosos (canalizações e caldeiras). (RICHTER E NETTO, 2007)

2.3.4. Demanda de Oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica biodegradável presente na água (JORDÃO et al., 2007). Se a quantidade de matéria orgânica é pequena, as bactérias decompositoras necessitarão de pouco oxigênio para decompô-la e então, a DBO será baixa (PEREIRA, 2004).

Segundo Matos (2004), a determinação da DBO em águas superficiais tem sido utilizada com o intuito de se ter uma ideia do grau de poluição orgânica dos corpos hídricos, sendo uma das variáveis mais importantes na determinação da qualidade da água. Em ambientes naturais, não poluídos, a concentração de DBO deve ser baixa (1 a 10 mg L⁻¹); caso o corpo de água receba poluição orgânica, os valores de DBO devem ser bem mais elevados.

2.3.5. Pesquisa de Coliformes

Os coliformes totais são um grupo de bactérias que contem bacilos gram-negativos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, oxidase-negativa, capazes de crescer na presença de sais biliares ou outros compostos ativos de superfície, com propriedades similares de inibição de crescimento, e que fermentam a lactose com produção de ácidos, aldeídos e gás a 35°C em 24-48 horas. Este grupo contém os seguintes gêneros: *Escherichia*, *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Klebsiella* (BETTEGA, 2006).

O número de coliformes é expresso pelo número mais provável (NMP); representa a quantidade mais provável de coliformes existentes em 100 ml de água da amostra. (RICHTER E NETTO, 2007)

O exame de coliformes é empregado para o controle de sistemas de abastecimento de água, e assim determina eficiência do tratamento. (RICHTER E NETTO, 2007)

2.4. CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS PARA EFEITO DE TRATAMENTO

RICHTER E NETTO, após um estudo que abrangeu grande número de análises de água e instalações de tratamento existentes no País, elaborou a classificação geral das águas com vistas ao seu tratamento, que se encontra resumida na Tabela 1.

Classes	NMP	Características físicas e químicas (1)							Tratamentos mínimos possíveis	Obs.
		Turb.	Cor	Fe	Sols. Tots.	Cloretos	Dureza	Plancton e Mat. susp.		
I	< 2,2	< 25	< 50	< 1,0	< 1 500	< 600	< 250	INSIGN. (2)	Não necessários (3)	Poços fontes
II	> 2,2 < 50	< 25	< 50	< 1,0	< 1 500	< 600	< 250	INSIGN.	Cloração	
III	> 2,2 < 50	< 25	< 50	< 1,0	< 1 500	< 600	< 250	EXCESS (2)	Microtamisagem e cloração	Lagos Represas
IV	< 50	< 25	< 50	< 1,0	< 1 500	< 600	< 250	INSIGN.	Remoção ferro e clor.	
V	< 50	< 25	< 50	< 1,0	< 1 500	< 600	> 250	INSIGN.	Redução dur. e clor.	Poços
VI	< 1 000	< 25	< 70	< 2,5	< 1 500	< 600	< 250	INSIGN.	Filtr. lenta e clor. super-filtração e clor.	
VII	< 5 000	< 75	Q(4)	< 2,5	< 1 500	< 600	< 250	INSIGN. (5)	Filtr. ascend. e clor. superfiltração e clor.	Represas
VIII	< 20 000	< 250	Q(4)	< 2,5	< 1 500	< 600	< 250	INSIGN.	Coag. dec. filtr. rápida superfiltr. e clor.	Águas superficiais
IX	< 20 000	< 250	Q(4)	> 2,5	< 1 500	< 600	< 250	INSIGN.	Aeração-coag. dec. Filtr. rápida clor.	Águas superficiais
X	< 20 000	> 250	Q(4)	< 2,5	< 1 500	< 600	< 250	INSIGN.	Presed-coag. — dec. Filtração rápida clor.	Rios muito turvos
XI	< 20 000	< 250	Q(4)	< 2,5	< 1 500	< 600	> 250	INSIGN.	Coag. dec. filtr. Red. dur. cloração	Águas superficiais
XII	> 20 000	Ou com tóxicos acima dos limites							Caso especial (6)	

Notas:

(1) Os limites para tóxicos deverão ser satisfeitos (Tabela 2.3). (2) O excesso de plancton (de algas) ou de matérias discretas em suspensão, geralmente originários de lagos e represas, deverá ser avaliado por especialista. (3) A cloração poderá ser considerada. (4) Não são indicados limites. (5) Com a presença de cercárias de esquitossoma, recomenda-se dupla filtração. (6) Casos especiais deverão ser examinados à parte por especialistas.

Tabela 1. Classificação preliminar de águas brutas em relação aos processos de tratamento (RICHTER E NETTO, 2007)

A associação Brasileira de Normas Técnicas, em seu Projeto de Revisão 2:009.30-006 – Projeto de Estação de Tratamento de Água para Abastecimento Público – considera os seguintes tipos de águas naturais:

Tipo A: águas subterrâneas ou superficiais, provenientes de bacias sanitariamente protegidas, com características básicas definidas na Tabela 3, e as demais satisfazendo aos padrões de potabilidade;

Tipo B: águas subterrâneas ou superficiais, provenientes de bacias não protegidas, com características básicas definidas na Tabela 3, e que possam enquadrar-se nos padrões de potabilidade, mediante processo de tratamento que não exija coagulação;

Tipo C: águas superficiais provenientes de bacias não protegidas, com características básicas definidas na Tabela 3, e que exijam coagulação para enquadrar-se nos padrões de potabilidade;

Tipo D: águas superficiais provenientes de bacias não protegidas, sujeitas a fontes de poluição, com características básicas definidas na Tabela 3, e que exijam processos especiais de tratamento para que possam enquadrar-se nos padrões de potabilidade.

Substâncias	Limite	
	Desejável	Tolerado
Arsênico	0,1	0,2
Cádmio	0,005	0,01
Cianetos	0,1	0,2
Mercúrio	0,001	0,005
Chumbo	0,05	0,1
Flúor	1,0	2,0
Nitratos	50	100
Cromo (hexavalente)	0,05	0,1

Tabela 2. Limites para tóxicos e substâncias nocivas (RICHTER E NETTO, 2007)

Tipos	A	B	C	D
DBO 5 dias, (mg/l):				
– média	até 1,5	1,5 – 2,5	2,5 – 4,0	> 4,0
– máxima, em qualquer amostra	1 – 3	3 – 4	4 – 6	> 6
Coliformes (NPM/100 ml)				
– média mensal em qualquer mês	50 – 100	100 – 5000	5000 – 20000	> 20000
– máximo	> 100 em menos de 5% das amostras	> 5000 em menos de 20% das amostras	> 20000 em menos de 5% das amostras	–
pH	5 – 9	5 – 9	5 – 9	3,8 – 10,3
Cloretos	< 50	50 – 250	250 – 600	> 600
Fluoretos	< 1,5	1,5 – 3,0	> 3,0	–

NPM = Número mais provável

Tabela 3. Classificação de águas naturais para abastecimento público (RICHTER E NETTO, 2007)

Águas receptoras de produtos tóxicos, excepcionalmente, podem ser utilizadas para abastecimento público, quando estudos especiais garantam sua potabilidade, com autorização e controle de órgão sanitários e de saúde pública competentes. (RICHTER E NETTO, 2007)

O tratamento mínimo necessário a cada tipo de água é o seguinte:

- Tipo A: desinfecção e correção do pH;
- Tipo B: desinfecção e correção do pH e, além disso:

a) Decantação simples, para águas contendo sólidos sedimentáveis, quando, por meio desse processo, suas características se enquadrem nos padrões de potabilidade; ou

b) Filtração, precedida ou não de decantação, para águas de turbidez natural, medida na entrada do filtro, sempre inferior a 40 Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT) e cor sempre inferior a 20 unidades, referidas no Padrão de Platina;

- Tipo C: coagulação, seguida ou não de decantação, filtração em filtros rápidos, desinfecção e correção do pH;

- Tipo D: tratamento mínimo do Tipo C e tratamento complementar apropriado a cada caso; (RICHTER E NETTO, 2007)

2.5. DEFINIÇÃO DO TRATAMENTO DA ÁGUA PARA O CONSUMO NÃO POTÁVEL

Neste trabalho não serão estudados os parâmetros para utilização de água potável pois o destino da utilização será para fins não potáveis e o reuso para abastecimento de bacias sanitárias.

2.5.1. Amostra de Água

Em princípio, amostras de água devem ser tomadas de modo que:

1. Sejam obtidas amostras médias;

2. A contaminação secundária seja excluída;

3. As amostras de água tomadas, quando analisadas em laboratório, deverão fornecer resultados que são representativos do recurso hídrico em questão. (FRESENIUS et al, 1988)

As amostras de água são frequentemente tomadas em garrafas de vidro, ver figura 2. Garrafas de vidro com rolhas de “ground-in” revelaram-se particularmente adequadas. Frascos de vidro com rolhas de cortiça, rolhas de borracha ou outras formas de vedação são menos adequados. O vidro garrafas devem ser de boa qualidade hidrolítica. Novas garrafas devem ser enxaguadas antes da utilização com ácido diluído e, subsequentemente, lavada com água destilada (a fim de excluir a libertação de álcalis a partir de novas garrafas para o interior de água). (FRESENIUS et al, 1988)

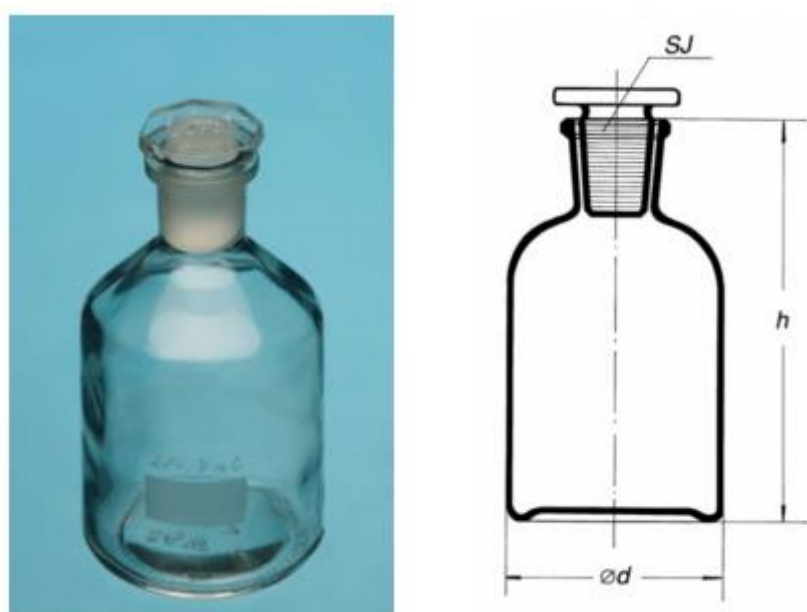


Figura 2. Exemplo de garrafa para amostra

Fonte: <http://www.simax.com/>

As amostras de água do lençol freático devem quase sempre ser tomadas a partir de poços ou furos adequados; só existirão águas subterrâneas descobertas em casos raros. De acordo com o âmbito de investigação planejada, as amostras também devem ser levadas para análises químicas, bacteriológicas e

físico-química. A coleta de amostras de água pode ser necessária para análise de traços e para exames de indicadores especiais de poluição, tais como cianetos, fenóis ou outras substâncias orgânicas. Pode ser necessário também, colher amostras para análise microscópica. Além das investigações locais habituais e medidas, a informação também é necessária se as amostras de água foram tomadas durante um teste da bomba e na velocidade de bombeamento e a depressão em que as amostras foram recolhidas em comparação com a tabela de água estática. (FRESENIUS et al, 1988).

2.5.2. Turbidez

A matéria-prima (água bruta desprovida de tratamento) apresenta-se sob a forma de uma dispersão coloidal, onde a fase dispersante é líquida (água) e a fase dispersada é sólida (colóide ou impureza). A fase sólida dispersada na fase líquida confere cor e turbidez à água. (COMUSA, 2016)

A cor é proveniente da presença de substâncias coradas dissolvidas na água, podendo-se ainda classificar em cor verdadeira e cor aparente, conforme definido a seguir.

1. Cor verdadeira: devida somente às substâncias dissolvidas tendo sido separada a turbidez.

2. Cor aparente: devida à cor e turbidez, determinada sem separação do material em suspensão.

A água colorida é de aspecto desagradável (fator estético), sendo indesejável ao abastecimento público. A cor exerce influência na escolha do tipo do tratamento a que deve ser submetida a água e sua variação obriga a alterar a dosagem dos produtos químicos usados na etapa de clarificação. A cor natural provém principalmente da vegetação e de processos de degradação do ambiente. (COMUSA, 2016)

A turbidez é proveniente da presença de substâncias visíveis (partículas) em suspensão que interferem na transparência da água. As matérias em suspensão são sílica, argila, matéria orgânica finamente dividida, plâncton e outros microorganismos. Também pode ser devida à presença de pequenas bolhas de ar. A turbidez define-se como a medida da interferência à passagem da luz, provocada pelas matérias em suspensão, ocasionando a reflexão e a absorção da luz. Depende da granulometria e da concentração das partículas. Partículas grandes, mesmo em concentrações elevadas, acusam pequena turbidez, enquanto que partículas menores acusam maior turbidez. Assim como a cor, a turbidez também está relacionada com fator estético. Águas com altos valores de turbidez podem reduzir a eficiência do tratamento e alterar o sabor e odor da água. (COMUSA, 2016)

Para a remoção de cor, turbidez e carga orgânica presentes nas águas, ou seja, para a remoção de impurezas, torna-se necessário a desestabilização da dispersão coloidal. Como, de um modo geral, a maioria dos colóides dispersos em água, onde a faixa de pH se encontra entre 5 a 10, apresentam carga negativa, deve ser adicionado à água um eletrólito que contenha uma carga de sinal contrário à carga das partículas coloidais presentes na água. (COMUSA, 2016)

2.5.3. Teor de Ferro

Os íons de ferro e manganês em águas destinadas ao abastecimento causam depósitos, incrustações e possibilitam o aparecimento de bactérias ferruginosas nocivas nas redes de abastecimento, além de serem responsáveis pelo aparecimento de gosto e odor, manchas em roupas e aparelhos sanitários e interferir em processos industriais. (MORUZZI e REALI, 2012)

O tratamento de águas contendo ferro envolve duas etapas principais interdependentes: a oxidação e a remoção do precipitado formado. (MORUZZI e REALI, 2012)

A oxidação química do ferro é condição necessária para o tratamento, uma vez que diminui a concentração solúvel do metal proporcionando sua remoção em processos que empregam separação sólido/líquido. Os principais oxidantes utilizados são: oxigênio, cloro e permanganato de potássio. O dióxido de cloro também pode ser utilizado como oxidante, porém, o melhor oxidante deve ser adotado em função das concentrações envolvidas, da disponibilidade e dos custos dos produtos químicos. A presença, ou não, de matéria orgânica na água a ser tratada também é um importante fator a ser considerado, uma vez que esta exerce demanda de oxidante, favorece a formação de subprodutos e forma compostos coordenados de ferro muito estáveis que dificultam a precipitação subsequente remoção dos metais. (MORUZZI e REALI, 2012)

As oxidações das formas dissolvidas de ferro podem ser muito simples e rápidas. Em águas subterrâneas, uma simples aeração em pH apropriado seguido de filtração em meio granular pode garantir a qualidade desejada. Já em mananciais contendo matéria orgânica, pode ser necessária a adoção de um oxidante forte e um sistema de separação sólido líquido adequado à retenção dos precipitados formados. (MORUZZI e REALI, 2012)

A remoção dos precipitados formados pode ser realizada através da filtração, da sedimentação ou da flotação. Sistemas que empregam a troca iônica, microfiltração ou nanofiltração também podem ser utilizados, porém, é necessária uma análise de custo para avaliação da melhor alternativa. (MORUZZI e REALI, 2012)

Outro ponto fundamental a ser abordado refere-se à análise dos metais. Na ausência de matéria orgânica a concentração total, ou dissolvida, de ferro ou manganês pode ser determinada através de absorção atômica ou através do método da fenantrolina, mais adequada para determinação da concentração total de Fe^{+2} . A parcela dos metais presentes na forma dissolvida ou precipitada é definida como sendo a parcela que passa ou que fica retida na membrana 0,45 μ m, respectivamente. Porém, a presença de matéria orgânica altera

significativamente os resultados das análises, devendo-se realizar a digestão química das amostras antes da determinação das concentrações dos metais. (MORUZZI e REALI, 2012)

O conhecimento dos fundamentos que envolvem os processos de remoção de ferro e manganês, nas suas diferentes formas e concentrações, é fundamental para aplicação segura e eficiente de tecnologias destinadas à remoção desses metais. Verifica-se que apesar da alta frequência com que esse problema ocorre nas águas destinadas ao abastecimento, a abordagem tecnológica continua sendo feita da forma tradicional, ou seja, privilegiando os processos oxidativos em detrimento da remoção sólido-líquido. Apesar da simplicidade da remoção desses metais em algumas situações, existem algumas formas complexadas desses metais que apresentam grande estabilidade e difícil remoção. Em tais situações o conhecimento dos fundamentos e da técnica apropriada é fundamental para definição da abordagem mais apropriada. Dessa forma, este artigo apresenta uma revisão abrangente dos principais resultados de estudos assim como alguns aspectos importantes da problemática da presença de ferro e manganês, sua ocorrência, formas predominantes na água, formação de compostos coordenados orgânicos, oxidação e remoção por processos de separação sólido/líquido. Adicionalmente, são apresentados resultados de pesquisas que apontam para uma nova abordagem do problema. (MORUZZI e REALI, 2012)

2.5.4. Ocorrência

O ferro está presente no solo e em minerais, principalmente como óxido férrico insolúvel, já o manganês, como dióxido mangânico. As formas de carbonatos insolúveis como siderita (FeCO_3) e rodocrosita (MnCO_3), também são frequentes (WALDE, 1985). As águas subterrâneas podem apresentar apreciáveis quantidades de dióxido de carbono dissolvido (30-50mg/l) e os

carbonatos podem ser dissolvidos para formas solúveis, como o bicarbonato ferroso ou manganoso ou ainda na forma de sulfato. (MORUZZI e REALI, 2012)

O caminho percorrido pelas águas na natureza condiciona as impurezas que elas adquirem. Às vezes, além de compostos de ferro, ocorrem também impurezas de manganês. Segundo Richter e Azevedo Netto (1991), teores elevados de ferro são encontrados, com maior frequência nos seguintes casos:

- águas superficiais, com matéria orgânica, nas quais o ferro se apresenta ligado ou combinado com a matéria orgânica e, frequentemente, em estado coloidal;
- águas subterrâneas (poços, fontes e galerias de infiltração), agressivas (pH baixo, ricas em gás carbônico e sem oxigênio dissolvido), sob a forma de bicarbonato ferroso dissolvido;
- águas poluídas por certos resíduos industriais ou algumas atividades de mineração.

Galvin (1996) citando WHO (1993), afirma que algumas atividades humanas tais como a produção de aço e outras atividades industriais também contribuem para a ocorrência destes metais.

O ferro e o manganês quando encontrados em águas naturais de baixo pH e na ausência de oxigênio, estão sob as formas quimicamente reduzidas (Fe^{+2}), solúveis, as quais são invisíveis. Quando o material é oxidado pela aeração ou pela aplicação de cloro, os minerais são precipitados conferindo a água uma aparência de vermelho a preto no caso de presença de ferro, e de púrpura a preto no caso de concentrações de manganês. (MORUZZI e REALI, 2012)

Segundo Michalakos et al. (1997), o ferro nas águas superficiais é geralmente presente na forma Fe (III) . Ele está presente no estado dissolvido em camadas profundas de alguns reservatórios com pouco oxigênio dissolvido ou em águas subterrâneas, na forma de Fe (II) , Fe (OH)^+ ou na forma de quelatos. As

formas dissolvidas do ferro podem ser precipitadas pelo incremento do potencial de oxidação, do pH ou de ambos. A aeração para remoção de manganês é um processo ineficiente e lento em valores de pH em torno do neutro. Comumente são requeridos oxidantes fortes como o permanganato de potássio (KMnO_4) em valores de pH maiores que 7,5, cloro (Cl_2) em valores de pH maiores que 8,5-9,0 e dióxido de cloro (ClO_2) em valores de pH maiores que 7, 0.

2.5.5. Problemática da Presença de Concentrações de Ferro e Manganês

A presença de ferro e manganês na água de abastecimento pode acarretar em diversos problemas. Teores excessivos de ferro nas águas apresentam vários inconvenientes (RICHTER e NETTO, 1991):

- mancham tecidos, roupas, utensílios sanitários, etc;
- causam sabor desagradável, “metálico”;
- prejudicam a preparação de café e chá;
- interferem em processos industriais (fabricação de papel, tecidos, tinturarias e cervejarias) etc;
- podem causar depósitos e incrustações;
- podem possibilitar o aparecimento de bactérias ferruginosas nocivas.

O acúmulo de ferro e manganês precipitado nas canalizações favorece o crescimento de bactérias ferruginosas nos sistemas de distribuição. O resultado deste processo pode ser a formação de compostos coloridos e odorosos na rede. Assim, o problema é remover o ferro e manganês, antes da sua entrada nos sistemas de distribuição. (RICHTER e NETTO, 1991):

Segundo Carlson et al. (1997) uma variedade de efeitos negativos, incluindo coloração, sabor e problemas em canalizações, podem ser atribuídos a presença de ferro e manganês em sistemas de abastecimento de água. A presença de ferro e manganês apesar de, aparentemente, não causar inconvenientes relacionados a saúde nas concentrações habitualmente encontradas podem comprometer a confiabilidade pública quanto ao sistema de tratamento.

2.5.6. Complexação do Ferro e Manganês com a Matéria Orgânica

A complexação nada mais é que a formação de compostos coordenados entre a matéria orgânica e os metais presentes. A formação de complexos orgânicos e quelatos aumentam a solubilidade do ferro e manganês, dificultando a remoção (O'CONNOR, 1971).

O ferro complexado com matéria orgânica na forma Fe (III) é mais estável que o íon ferroso Fe (II) (também complexado), que por sua vez tem estabilidade muito maior que o manganês Mn (II) complexado. Enquanto o Fe (II) pode formar complexos com álcoois, ésteres, diketonas e aldeídos, o Fe (III) pode formar complexos (coloridos), tanto com estes como com éteres e fenóis. A cor encontrada em águas naturais pode frequentemente ser causada por fortes dispersões coloidais de ferro. No caso do manganês, a ligação entre Mn (IV) e (OH) - é mais forte do que entre Fe (III) e (OH) -, por isso é raro a formação de complexos orgânicos ou inorgânicos com o Mn (IV) em águas naturais. (MORUZZI e REALI, 2012)

Segundo Snoeyink & Jenkins (1980), compostos coordenados ou complexos consistem em um ou mais átomos centrais ou íons centrais, geralmente metais, com um número de moléculas ou íons denominados ligantes rodeando-os e ligando-se a eles. Os complexos podem ser não-iônicos, catiônicos ou aniônicos, dependendo das cargas dos íons centrais e ligantes. Usualmente os íons centrais e ligantes podem estar presentes individualmente ou complexados. De acordo com os mesmos autores, o número total possível de ligações ao átomo ou íon central é referido como sendo o número de coordenação. Os ligantes são atrelados às espécies centrais por ligações coordenadas covalentes não livres em que os elétrons participantes são derivados dos ligantes. Com isso, pode-se admitir que as espécies centrais são comoceptoras de elétrons e os ligantes como doadores de elétrons. Desde que os íons metálicos têm uma afinidade por estarem recebendo (aceptando) elétrons, eles formarão compostos coordenados,

com uma maior tendência quanto maior for a afinidade por aceitar elétrons. A estabilidade de um complexo não depende da sua constante de reação, mas sim da constante de estabilidade, sendo esta proporcional à carga do íon metálico. O fenômeno de incremento da estabilidade do complexo com o aumento do número de ligações ao íon metálico central é denominado como “efeito quelato”. (SNOEYINK & JENKINS, 1980).

Uma grande variedade de compostos orgânicos em águas naturais e residuárias podem agir como agentes complexantes de íons metálicos. A natureza e extensão da complexação do íon metálico por orgânicos não é muita bem definida, provavelmente porque a natureza destes compostos não é definida, e porque existe uma grande complexidade nos estágios de complexação destes metais e sistemas multiligantes (SNOEYINK & JENKINS, 1980).

2.6. CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE O PROJETO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

2.6.1. Investigações de Laboratório

Sempre que possível, os projetos de estações de tratamento de água devem ser precedidos por experiências e ensaios de laboratório. Esses recursos permitem melhorar tecnicamente os projetos, reduzir custos e oferecer maior segurança para as soluções adotadas. (RICHTER E NETTO, 2007)

As investigações de laboratório podem trazer subsídios e contribuições do mais alto valor para questões como o comportamento da água em relação aos vários processos de purificação e as condições de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, entre outras. (RICHTER E NETTO, 2007)

2.7. TIPOS DE TRATAMENTO DE ÁGUA

2.7.1. Oxidação e Remoção

Segundo Di Bernardo (1993), são muitos os processos de remoção de ferro e manganês, embora a oxidação em pH apropriado com aeração ou uso de oxidantes químicos, sejam os mais utilizados em Saneamento Ambiental. Os métodos usualmente empregados para controle ou remoção de ferro e manganês da água de abastecimento são:

- Formação de precipitado e filtração - aeração, sedimentação e filtração (com ou sem adição de cloro e alcalinizante para ajuste de pH);
- Oxidação com permanganato de potássio, cloro, dióxido de cloro ou ozônio, seguida da filtração (com ou sem adição de alcalinizante);
- Troca iônica;
- Estabilização com polifosfatos.

A troca iônica é recomendável somente quando a concentração de ferro e manganês é muito baixa (geralmente menor que 0,5 mg/L). O uso de oxidantes causa a formação do precipitado de ferro para valores de pH maiores que 6,5, mas, no caso do manganês, geralmente é necessário um valor de pH maior que 8 para que haja formação do precipitado de manganês. (MORUZZI e REALI, 2012)

Quando a concentração de ferro for superior a 10 mg/L, pode ser benéfica a sedimentação, após a oxidação, porém, a remoção não é muito elevada devido à baixa velocidade atribuída aos flocos, havendo a necessidade de filtração. (MORUZZI e REALI, 2012)

A oxidação química da água bruta pode ser usada para precipitar ferro e manganês. Em um período onde a pré-cloração era comum, em parte devido a seu papel em inativar algas ciliadas e em melhorar sua remoção, contudo o problema dos trihalometanos formados pela reação entre o cloro e a matéria

orgânica levou a uma diminuição desta prática. O permanganato de potássio também é útil, particularmente com a remoção do manganês, e evita a formação de trialometano. Nos últimos anos, a pré-ozonização tornou-se popular e os indícios sugerem que esta auxilia a coagulação, bem como melhora a qualidade da água clarificada. Caso contrário, a oxidação tende a ser adiada no fluxo do processo. (STEVENSON, 1999)

Vários tipos de aeradores tais como cascata, bandejas, bocais aspersores, ar difuso e agitadores mecânicos podem ser utilizados para promover a oxidação do ferro. Benefield e Morgan (1990) comentam que o ferro e o manganês podem ser removidos da água de diferentes maneiras. São raros os casos em que a remoção de ferro e manganês é realizada no tratamento de ciclo completo (coagulação-floculação-sedimentação-filtração). A maneira mais utilizada envolve a oxidação das formas mais solúveis de ferro(II) e manganês(II) e subsequente remoção dos precipitados formados por filtração. O oxigênio molecular, cloro e o permanganato de potássio são usados com sucesso como agentes oxidantes. (MORUZZI e REALI, 2012)

A oxidação biológica usando bactérias naturais suportadas em sedimento natural do rio ou adicionando areia fina pode ser um método útil de oxidar o manganês, a amônia e de melhorar sabores. Utilizam-se clarificadores de tanque de funil e as taxas de aumento podem variar de 10 a 20 m/h. O oxigênio dissolvido na água bruta limita a quantidade de oxidação e pode ser necessária um pré-arejamento. Para níveis mais elevados, o fluxo pode ser reciclado com re-arejamento intermediário. (STEVENSON, 1999)

Muitos são os métodos para a remoção de ferro e manganês. Os processos mais comuns utilizados em tratamento de águas de abastecimento em escala industrial são: (MORUZZI e REALI, 2012)

- aeração-filtração;
- cloração-filtração e,

- oxidação com permanganato de potássio seguida da filtração em rocha calcárea.

De acordo com Wong (1984), outros processos como troca iônica, oxidação com dióxido de cloro seguido da filtração, ajuste unicamente do pH, e uso da micro ou manofiltração têm sido aplicados, porém com menor frequência, devido ao alto custo e problemas operacionais.

O processo de aeração-filtração é geralmente recomendado para águas com altas concentrações de ferro ($> 5\text{mg/L}$) para amenizar os custos com produtos químicos. O processo de cloração-filtração é recomendado para remoção de concentrações menores de ferro ($< 2\text{mg/L}$). A oxidação com permanganato de potássio seguida da filtração em leito de pedra calcárea é recomendada para a remoção de pequenas a moderadas concentrações de ferro e manganês. O processo de aeração-filtração inclui um equipamento de aeração, tanque de retenção e filtros. O oxigênio da atmosfera reage com o ferro e manganês contido na água para produzir sais insolúveis de óxidos de ferro (fêrricos) e manganês (mangânicos). Como a velocidade de reação depende do valor do pH, um tempo de detenção de diversas horas pode ser necessário após a aeração, dependendo das características da água. Algumas vezes são necessários tanques de sedimentação para retenção dos precipitados de ferro e manganês, quando as concentrações dos metais presentes são altas. Filtros de pressão com meio constituído, preferencialmente, de antracito e areia também podem ser utilizados para a remoção de ferro e manganês. A maior desvantagem do processo de aeração-filtração é o alto custo inicial e, se a concentração de manganês exceder 1 mg/L , tempos adicionais de retenção deverão ser considerados podendo ser requerido um tratamento complementar com oxidantes químicos para diminuir a concentração de manganês para os níveis desejados. (MORUZZI e REALI, 2012)

Levenspiel (1972) fornece dados sobre a dispersão através de leitos embalados, mas não através de leitos fluidizados. Pode-se supor, contudo, que

estes últimos estejam próximos do primeiro. A experiência do autor na troca iônica de leito fluidizado sugere que as contas de resina são totalmente misturadas em cada leito e possuem uma composição uniforme, porém a água passa através de uma dispersão relativamente baixa e certamente sem nenhum elemento de inversão de fluxo. Pode-se, portanto, comparar tal sistema com o decantador em um clarificador de floco-decantador. Os resíduos terão uma composição uniforme. Assim, se o carbono ativado em pó for dosado, o carbono na parte superior do decantador será tão exaurido como no fundo e a concentração de equilíbrio, que define a remoção máxima, será relativamente elevada, a não ser que seja adicionado um grande excesso de carbono.

Em contraste, o carvão ativado granular em um filtro não mistura consideravelmente e tais filtros são, com frequência, deliberadamente geridos para minimizar a mistura, de modo que uma frente de absorção aguda avança através do leito. A água passa por fora através do carbono virtualmente não contaminado. (STEVENSON, 1999)

O fluxo em leitos granulares não é de uma natureza de encaixe de fluxo perfeito. Levenspiel (1972) fornece o número de dispersão para leitos embalados em De/ud_p como 2,0. Um leito de 1000 partículas profundas corresponderá a cerca de 100 tanques em série.

O processo de cloração-filtração é simples e normalmente requer pequenas unidades de cloração e filtros. Algumas vezes um pequeno tanque de retenção e um sistema para ajuste do pH com soda cáustica (NaOH) ou hidróxido de cálcio ($Ca(OH)_2$) são requeridos. Tanto o cloro gasoso como o hipoclorito podem ser usados como agentes oxidantes. A quantidade teórica de cloro requerida para oxidar uma água contendo concentrações de ferro solúvel de 1 mg/L e de manganês de 1 mg/L é, de respectivamente, 0,62 mg/L e 1,30 mg/L. Os filtros utilizados neste processo são similares aos utilizados no processo de aeração-filtração. (MORUZZI e REALI, 2012)

Segundo MORUZZI e REALI (2012) o processo de oxidação com permanganato de potássio seguido da filtração em rocha calcária é similar ao processo de cloração-filtração, diferenciando-se no oxidante utilizado e leito filtrante. Uma solução de 1 a 4% de permanganato de potássio é necessária antecedendo o filtro para reduzir a quantidade de ferro e manganês solúveis no interior do meio filtrante. A rocha calcária é um mineral capaz de trocar elétrons com os metais solúveis alterando-os para seus estados insolúveis, tendo, portanto, a habilidade de oxidar e filtrar. No entanto, sua capacidade de oxidação é limitada sendo necessário eventualmente, regenerar o leito com permanganato de potássio após sua lavagem.

Se a concentração de ferro e manganês solúveis não foram totalmente oxidadas pelo permanganato de potássio o leito oxida e filtra estes metais. Se um excesso de permanganato de potássio é adicionado, este age como regenerador do leito. Estequiometricamente, 0,92 mg/L de KMnO_4 é requerido para oxidar 1 mg/L de ferro e 1,92 mg/L de KMnO_4 é requerido para oxidar 1 mg/L de manganês. Na prática, no entanto são requeridas dosagens menores que as teóricas. Em valores de pH entre 7,5 e 9,0 as reações são rápidas e completas. Este processo é recomendado para remoção de ambos os metais (ferro e manganês) para concentrações de ferro maiores que 5mg/L. (MORUZZI e REALI, 2012)

À primeira vista, isto pode parecer um processo rotineiro de separação sólido/líquido. No entanto, particularmente com partículas sólidas de manganês, pode ser que não estejam de modo algum envolvidas. Certos materiais tais como a magnetita (Fe_3O_4) e o dióxido de manganês são catalisadores de oxidação e permitem que o íon “manganoso” precipite na superfície de tais materiais, em condições mais leves do que as para a nucleação espontânea. Assim, o manganês em solução precipitará sobre dióxido de manganês a valores de pH acima de 7,5 na presença de oxigênio dissolvido. O dióxido de manganês depositado é também catalítico e o processo necessita apenas de uma pequena quantidade de

material de partida para que a carga de areia total se torne catalítica. Eventualmente, após vários anos, a areia se torna revestida, na medida em que se torna muito grande e não pode ser lavado corretamente. Este deve ser parcialmente substituído. Como qualquer processo catalítico, o catalisador pode ser envenenado e neste caso as condições devem permanecer aeróbias. A matéria orgânica e os sulfetos interferem. O dióxido de manganês é um catalisador para a oxidação da cor húmica, mas o processo não é econômico com as formas disponíveis de dióxido de manganês. (STEVENSON, 1999)

Um grau proprietário de dióxido de manganês chamado de polarite é amplamente utilizado para a remoção de ferro e manganês. Apareceu em Don (1909) que está era originalmente uma magnetita sintética.

Uma variação do processo acima utiliza areias verdes de manganês (zeólitos) regeneradas com permanganato, seja intermitente ou continuamente. O cloro é uma alternativa que normalmente já está disponível no local. Parece que após um período, ambos os processos se tornam iguais. (STEVENSON, 1999)

As maiores desvantagens deste processo são o alto custo operacional associado aos produtos químicos requeridos e a deterioração do leito filtrante quando o pH está na faixa de valor em torno de 7. Em alguns casos o cloro é utilizado em associação com o permanganato de potássio para reduzir os custos com produtos químicos. (MORUZZI e REALI, 2012)

Carlson et al. (1997) afirma que as espécies coloidais de ferro e manganês não são efetivamente tratadas pela adição de um oxidante químico. Sendo assim, para promover a remoção das espécies coloidais, deve-se otimizar os processos de separação sólido-líquido. A compreensão do ponto em que ocorre a oxidação e redução das espécies solúveis do ferro ou manganês é apresentada como o fator crítico para a otimização da remoção.

Para Benefield e Morgan (1990) ambos íons de ferro e manganês são efetivamente removidos via precipitação através do aumento do pH, mas esse processo é geralmente caro quando aplicado isoladamente. A forma mais

apropriada para a aplicação do oxidante é antes da adição de qualquer produto químico (a menos que o controle de pH seja requerido). As doses requeridas para a oxidação com cloro, permanganato de potássio e oxigênio podem ser obtidas estequiometricamente.

2.7.2. Coagulação

A desestabilização é a minimização e/ou eliminação das forças repulsivas que mantém as impurezas separadas. Esta desestabilização é conseguida na etapa de coagulação. Torna-se importante destacar que as etapas de coagulação e floculação são praticamente simultâneas e interdependentes e, por este motivo, podem ser consideradas uma única etapa denominada coagulação/floculação. (COMUSA, 2016)

2.7.3. Floculação

A etapa de floculação ocorre imediatamente após a coagulação e consiste no agrupamento das partículas eletricamente desestabilizadas (coágulos), de modo a formar outras partículas maiores denominadas flocos, suscetíveis de serem removidos por decantação (ou flotação) seguido de filtração. A floculação torna-se favorecida em condições onde se tem uma agitação moderada, aumentando o contato entre as partículas formando flocos. Esses flocos apresentam massa específica superior à massa específica da água. Assim sendo, nesta etapa tem-se a remoção de cor e turbidez, carga orgânica, organismos patogênicos passíveis de coagulação, eliminação de algumas substâncias que conferem sabor e odor, entre outros. (COMUSA, 2016)

2.7.4. Decantação

A etapa denominada decantação é onde ocorre a separação (física) das partículas suspensas mais pesadas formadas durante a floculação (flocos) no meio líquido, as quais pela força da gravidade apresentam um movimento descendente, depositando-se no fundo dos tanques decantadores formando uma massa sólida denominada lodo. A decantação das partículas suspensas propicia a clarificação da água pela separação da fase sólida ao mesmo tempo em que a camada de lodo formada no fundo do decantador precisa ser removida periodicamente. (COMUSA, 2016)

Ao contrário da decantação, onde os flocos formados nos floculadores são obrigados, sob a ação da gravidade, a se depositarem (sedimentarem) no fundo dos tanques decantadores, conforme mencionado anteriormente, existe ainda um processo denominado de flotação ou flutuação. Neste caso, as partículas formadas nos floculadores (flocos) são forçadas a flutuarem antes de serem removidas da água clarificada. (COMUSA, 2016)

2.7.5. Filtração

A etapa de filtração consiste na remoção das partículas suspensas e coloidais e de microorganismos presentes na água que escoam através de um meio filtrante, o qual pode ser composto de uma ou de várias camadas de areia de diferentes granulometrias, carvão (antracito) ou camadas alternadas de areia e carvão. É nesta etapa que as partículas mais finas e leves, que não foram retidas nos decantadores são removidas da água. É considerado como um processo final de remoção de impurezas na ETA, portanto é um dos responsáveis pelo cumprimento dos padrões de potabilidade da água. Na filtração as impurezas são retidas num meio filtrante sendo necessária a lavagem dos filtros após certo período de tempo, geralmente, realizada com a introdução de água com alta

velocidade no sentido ascensional. A água utilizada na lavagem, normalmente, retorna ao início do processo de tratamento. (COMUSA, 2016)

Cita-se também a possibilidade de remoção de ferro e manganês por um processo de filtração da água através de um meio filtrante à base de zeólitos naturais e sintéticos ativados, onde a remoção desses metais se daria pelo processo de oxidação e adsorção. (Prianti Jr, et al., 2003)

Por definição, zeólitos são compostos por tetraedros SiO_4 e AlO_4 conectados pelos átomos de oxigênio dos vértices. Uma das principais diferenças entre um zeólito e qualquer outra peneira molecular é o fato de que a estrutura de um zeólito tem que ser obrigatoriamente cristalina, enquanto que a estrutura de outras peneiras moleculares não necessariamente. (www.rossetti.eti.br)

Dentre todas estas etapas, a coagulação, a floculação, a decantação e a filtração são partes integrantes de um processo denominado clarificação da água. Entretanto, a água clarificada, apesar de parecer limpa e livre de impurezas, contém ainda muitos microorganismos nocivos ao ser humano, podendo tornar-se um meio de transmissão de várias doenças. Para a destruição destes microorganismos, tem-se a etapa denominada desinfecção. (COMUSA, 2016)

Neste presente trabalho não será realizado o estudo da etapa de desinfecção pois trata-se de utilização de água subterrânea para fins não potáveis.

2.7.6. Aeração e Arejamento

2.7.6.1. Remoção de Ferro

O caminho seguido pelas águas na natureza condiciona as impurezas que elas adquirem. Assim como se apresentam águas de grande pureza que se acumulam nos glaciais, ocorrem águas com elevado teor de cálcio (em decorrência de terrenos calcários), águas ferruginosas etc. (RICHTER E NETTO, 2007)

No Brasil, são comuns as águas com teores de ferro, particularmente aquelas captadas em terrenos antigos e aluviões. Às vezes, além de compostos de ferro, ocorrem também impurezas de manganês. Teores elevados de ferro são encontrados, com maior frequência, nos seguintes casos:

- Águas superficiais, com matéria orgânica, nas quais o ferro se apresenta ligado ou combinado com a matéria orgânica e, frequentemente, em estado coloidal;
- Águas subterrâneas (poços, fontes e galerias de infiltração), agressivas (pH baixo, ricas em gás carbônico e sem oxigênio dissolvido, sob a forma de bicarbonato ferroso dissolvido);
- Águas poluídas por certos resíduos industriais ou algumas atividades de mineração;

2.7.6.2. Processos de remoção

Entre os vários processos para remoção de ferro nas águas, incluem-se a aeração seguida de contato ou filtração e a aeração seguida de coagulação, decantação e filtração. (RICHTER E NETTO, 2007)

A escolha do processo dependerá da forma como as impurezas de ferro se apresentam. No caso de águas limpas que prescindem de tratamento químico, como as águas subterrâneas (poços, fontes, galerias de infiltração), contendo bicarbonato ferroso dissolvido (na ausência de oxigênio) o primeiro processo é o mais indicado. (RICHTER E NETTO, 2007)

Constrói-se um aerador do tipo de tabuleiro, seguido por um filtro (lento ou rápido, conforme o caso) ou então por um leito de contato (leito de material granular, à semelhança de um filtro grosseiro). (RICHTER E NETTO, 2007)

Se o ferro estiver presente junto com a matéria orgânica, as águas, em geral, não dispensarão o tratamento químico (coagulação e precipitação) e a

filtração. A instalação completa compreenderá então as unidades clássicas de uma estação de tratamento com aeração inicial (aeração, floculação, decantação e filtração). Sempre que forem captadas águas com teores elevados de ferro, é muito importante verificar a forma e o estado em que se apresentam essas impurezas. As determinações e os ensaios de laboratório podem oferecer valiosas informações para os projetistas. (RICHTER E NETTO, 2007)

2.7.6.3. Manganês

Quando presente nas águas causa inconvenientes semelhantes, porém muito mais graves do que os provocados pelas impurezas do ferro. (RICHTER E NETTO, 2007)

O manganês ocorre mais raramente do que o ferro, mas quando acontece, quase sempre ocorre juntamente com o ferro. (RICHTER E NETTO, 2007)

Os processos gerais de remoção são semelhantes para os compostos de ambos. O manganês, porém, é de remoção mais difícil que o ferro, exigindo uma investigação cuidadosa. (RICHTER E NETTO, 2007)

As Figuras 3 e 4 mostram dois tipos de instalações para remoção de ferro.

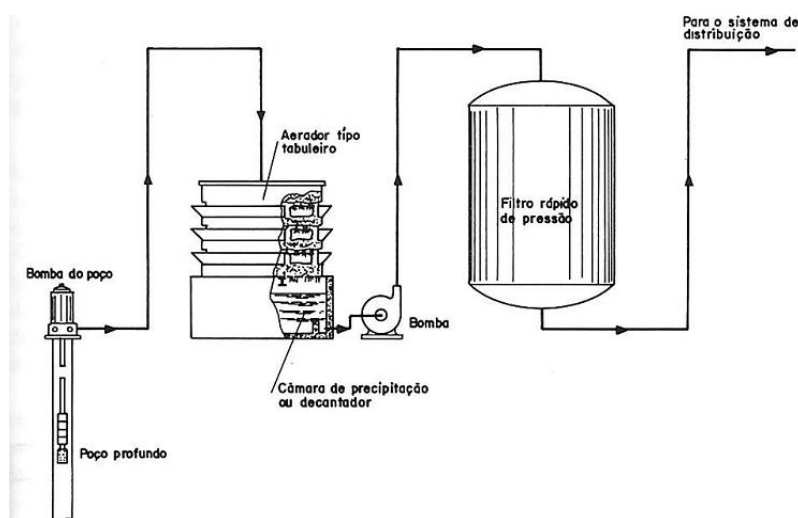
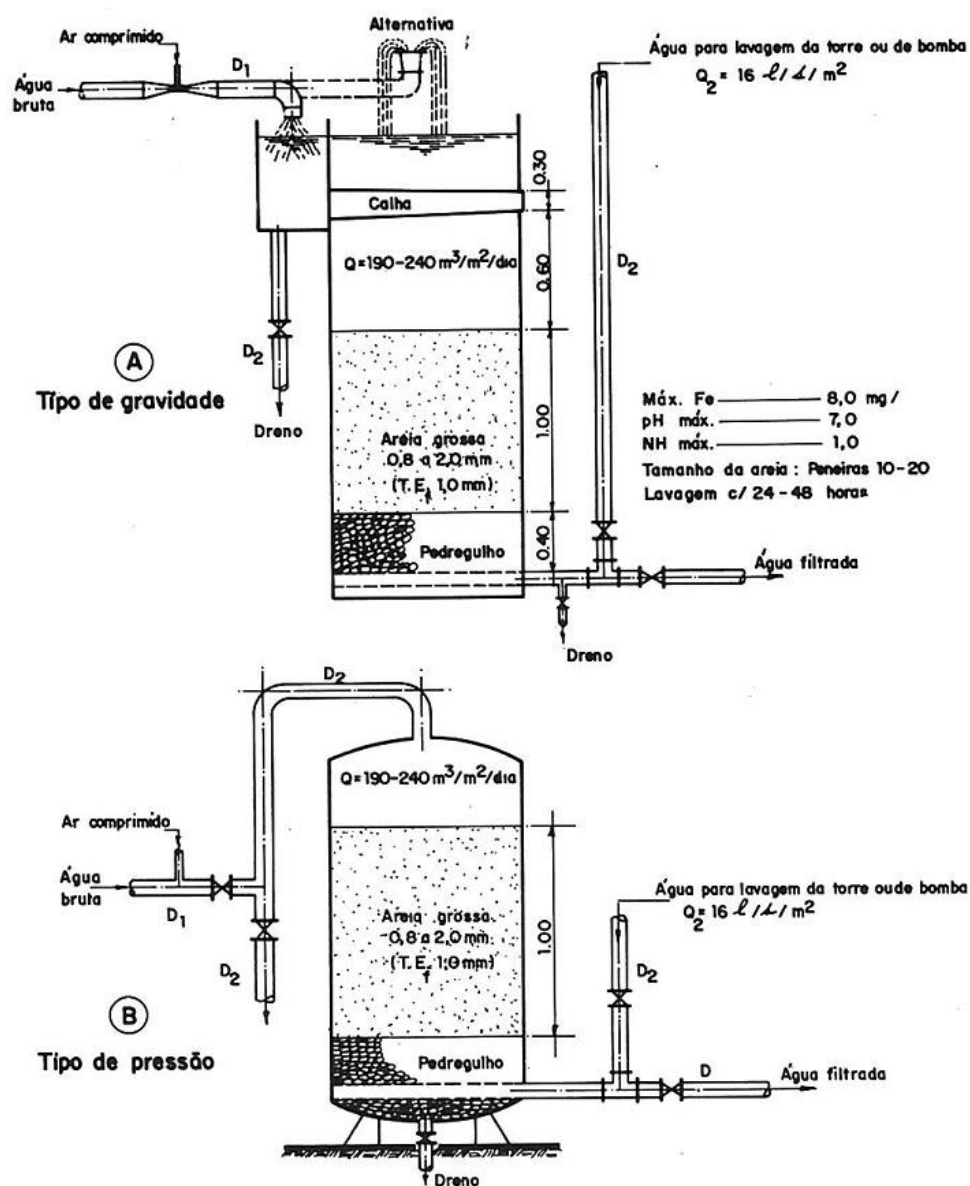


Figura 3. Instalação típica de remoção de ferro (RICHTER E NETTO, 2007)



FILTROS PARA REMOÇÃO DE FERRO (APÓS AERAÇÃO)							
CAPACIDADE			ÁREA m^2	VAZÃO DE LAVAGEM		D_1	D_2
L/h	m^3/Dia	L/L		1 FILTRO	2 FILTROS		
5 000	120	1,4	0,5	8	4	1 1/2"	2 1/2"
10 000	240	2,8	1,0	16	8	2"	4"
20 000	480	5,6	2,0	32	16	3"	6"
40 000	960	11,1	4,0	64	32	4"	8"
80 000	1920	22,2	8,0	128	64	6"	10"

Figura 4. Filtros para remoção de ferro (RICHTER E NETTO, 2007)

2.7.7. Filtros Rápidos de Gravidade

A filtração é um processo de separação sólido – líquido, envolvendo fenômenos físicos, químicos e, às vezes, biológicos. Visa a remoção das impurezas da água por sua passagem através de um meio poroso. (RICHTER E NETTO, 2007)

O filtro rápido é formado de uma camada de areia, e pode ainda possuir uma outra camada de um meio poroso mais grosso e menos denso, como o antracito, que é colocado sobre a areia, o que permite taxas de filtrações ainda maiores. Nos filtros de camada única, utiliza-se a “camada torpedo” que é uma camada de areia mais grossa colocada sob a camada filtrante de areia (MACEDO, 2001)

2.7.8. Conceituação da Filtração Rápida e da Fluidificação de Meios Granulares

2.7.8.1. Introdução

A filtração consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais e de microrganismos presentes na água que escoam através de um meio poroso. Após certo tempo de funcionamento, há necessidade de lavagem do filtro, geralmente realizada pela introdução de água no sentido ascensional com velocidade relativamente alta para promover a fluidificação parcial do meio granular com liberação das impurezas. (DI BERNARDO, 1993)

Os mecanismos responsáveis pela remoção de partículas durante a filtração com ação de profundidade são complexos e influenciados principalmente pelas características físicas e químicas das partículas, da água e do meio filtrante, da taxa de filtração e do método de operação dos filtros. Considera-se a filtração o resultado da ação de três mecanismos distintos: transporte, aderência e desprendimento. (DI BERNARDO, 1993)

Os mecanismos de transporte são responsáveis por conduzir as partículas suspensas para as proximidades da superfície dos coletores (grãos de antracito, areia ou outro material granular), as quais podem permanecer aderidas a estes por meio de forças superficiais, que resistem às forças de cisalhamento resultantes das características do escoamento ao longo do meio filtrante. Quando essas forças superam as forças de aderência, tem-se o desprendimento. Se a taxa de filtração (vazão afluyente dividida pela área do filtro em planta), ou velocidade de aproximação, permanecer constante, a velocidade de escoamento nos poros, denominada velocidade intersticial, aumenta em decorrência das partículas retidas e causa o arrastamento das partículas para subcamadas inferiores (filtro descendente) ou superiores (filtro ascendente) do meio filtrante e surge na água filtrada, podendo ocasionar o fenômeno conhecido como transpasse. (DI BERNARDO, 1993)

Para entender o fenômeno da filtração é importante relacionar as dimensões relativas das partículas suspensas (diâmetro d_p), do grão (diâmetro d_g), dos poros (0,07 a 0,1 vezes d_g) e as distâncias nas quais os mecanismos de aderência atuam. Os filtros removem partículas coloidais com tamanho 0,01 a 10 micrometros em meio filtrante constituído de areia com grãos de tamanho na ordem de 500 micrometros, cujas dimensões dos poros variam de 35 a 50 micrometros, e a distância de interação, para que ocorram aderência, em geral é menor que 1 micrometro. Essas dimensões indicam que, na filtração de água, a retenção por interceptação (contato entre a partícula esférica que se move em uma linha de corrente distante menos que a metade de seu diâmetro em relação à superfície do grão) é pouco significativa, pois as partículas movem-se em poros de 100 a 1000 vezes maiores que elas. Então, para serem removidas, as partículas necessitam ser transportadas das linhas de corrente até as proximidades dos grãos. (DI BERNARDO, 1993)

2.7.9. Filtração Ascendente e Filtração Descendente

Nas Figura 5 e Figura 6 são mostrados esquemas, em corte, de filtros com escoamento ascendente e descendente, destacando-se as seguintes diferenças básicas: (DI BERNARDO, 1993)

- em meios filtrantes estratificados de um único material, o afluente com maior quantidade de impurezas encontra, inicialmente, as subcamadas de grãos menores (tamanhos dos vazios intergranulares menores) na filtração descendente – em contraposição, na filtração ascendente em meio granular estratificado o afluente encontra inicialmente os grãos maiores (vazios intergranulares maiores);
- A pressão no fundo do filtro ascendente é maior e aumenta com o tempo de funcionamento, enquanto no filtro descendente é menor e diminui com o tempo;
- A lavagem com água tem o mesmo sentido na filtração do filtro ascendente e sentido oposto na descendente; por isso, muitas vezes, a lavagem de filtros descendentes também é denominada lavagem em contracorrente;
- A coleta de água de lavagem geralmente é efetuada nas mesmas calhas de coleta de água filtrada, fato que, em muitos países, dificulta o uso da tecnologia da filtração direta ascendente;
- O meio filtrante pode ser constituído de diferentes materiais (antracito, areia e granada) na filtração descendente; na filtração direta ascendente empregam-se apenas areia como meio filtrante e pedregulho na camada de suporte;
- O meio filtrante empregado na filtração direta ascendente geralmente é constituído de areia com grãos maiores que no caso da filtração descendente – com isso, o consumo de água para lavagem é maior no filtro ascendente;

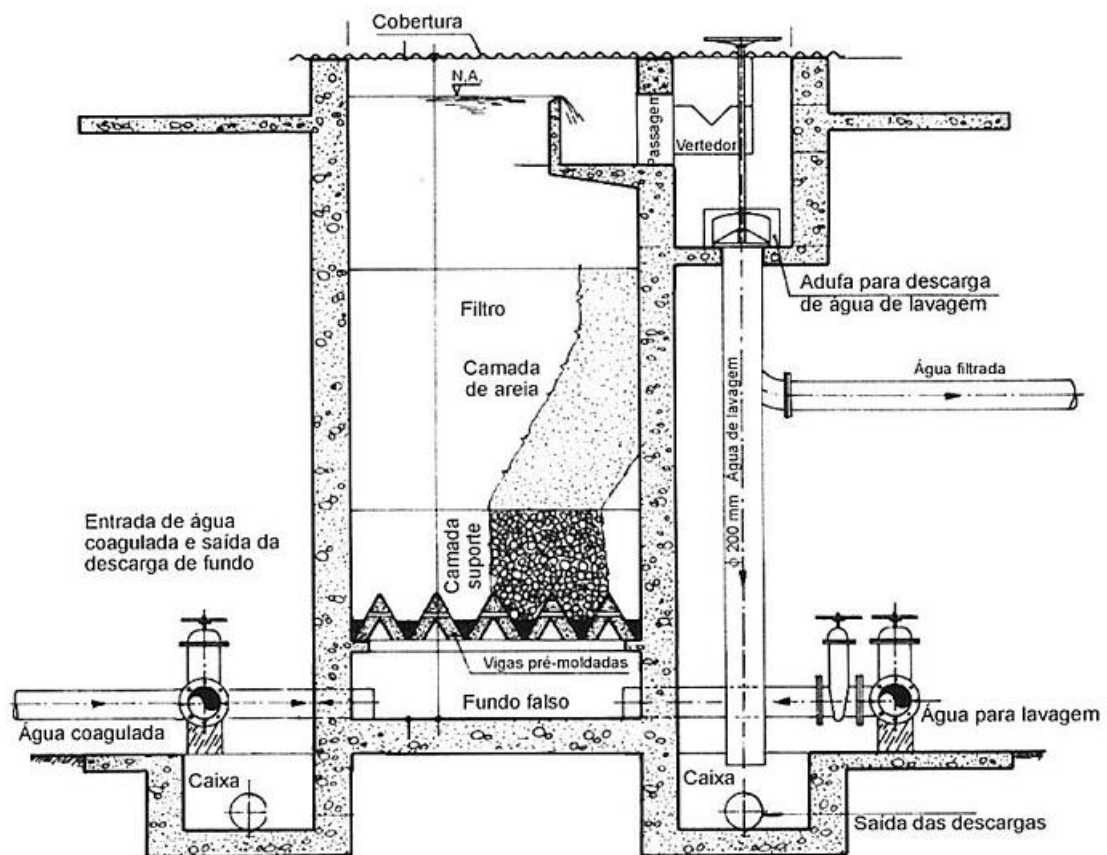


Figura 5. Esquema de um filtro ascendente (DI BERNARDO, 1993)

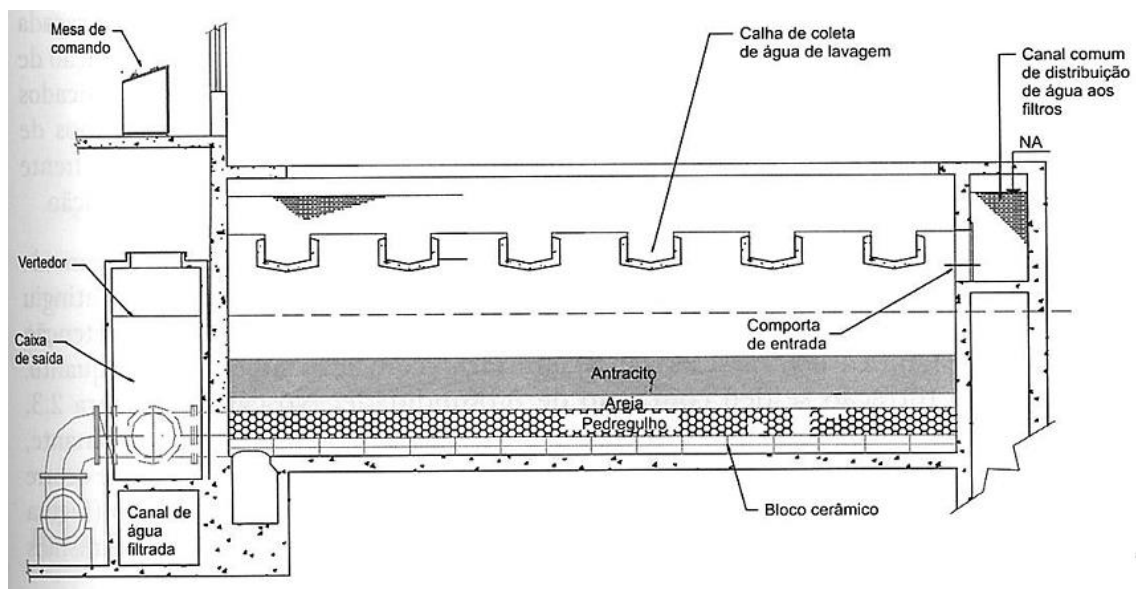


Figura 6. Esquema de um filtro descendente (DI BERNARDO, 1993)

2.7.10. Fluidificação de Meios Granulares

A lavagem dos filtros geralmente é feita utilizando-se água no sentido ascensional a fim de promover a fluidificação e, conseqüentemente, acarretar expansão adequada do meio filtrante, com liberação das impurezas retidas. Como será visto posteriormente, há várias formas de realizar a lavagem dos filtros descendentes, incluindo, além da lavagem com água no sentido ascendente, a lavagem superficial ou subsuperficial com água ou, ainda, insuflação de ar. A seguir, são apresentados os fundamentos da fluidificação e a modelação matemática para prever a expansão de um meio granular qualquer a partir, principalmente, de suas características e velocidade ascensional. (DI BERNARDO, 1993)

Em decorrência da velocidade ascensional, os grãos do meio granular podem permanecer em uma das três situações mostradas na Figura 7. No caso a), a velocidade ascensional é baixa e a porosidade permanece inalterada; no caso b), com o aumento da velocidade, os grãos tendem a se orientar, permanecendo a menor dimensão na direção do escoamento, porém, a força resultante da passagem de água ainda é inferior ao peso dos grãos submersos e, portanto, não ocorre fluidificação (é como se houvesse um inchamento do meio granular); no caso c), com o aumento da velocidade ascensional, as forças decorrentes do atrito entra a água e os grãos superam o peso destes, que ficam suspensos no meio granular fluidificado. (DI BERNARDO, 1993)

Após a fluidificação, a altura do meio granular expandido resulta proporcional ao aumento da velocidade. Na Figura 8 notam-se, além desse efeito, o aumento da porosidade e a variação da perda de carga. Entre os pontos A e B da Figura 8, a porosidade e a espessura do meio granular permanecem praticamente inalteradas e a perda de carga cresce de acordo com a equação de Ergun. Na região do ponto B há uma indefinição (regime de escoamento de transição), razão pela qual se prolongam as curvas de ambos os lados para obter

esse ponto, que, como será visto posteriormente, corresponde à velocidade mínima de fluidificação, isto é, aquela para a qual o meio granular começa a expandir. (DI BERNARDO, 1993)

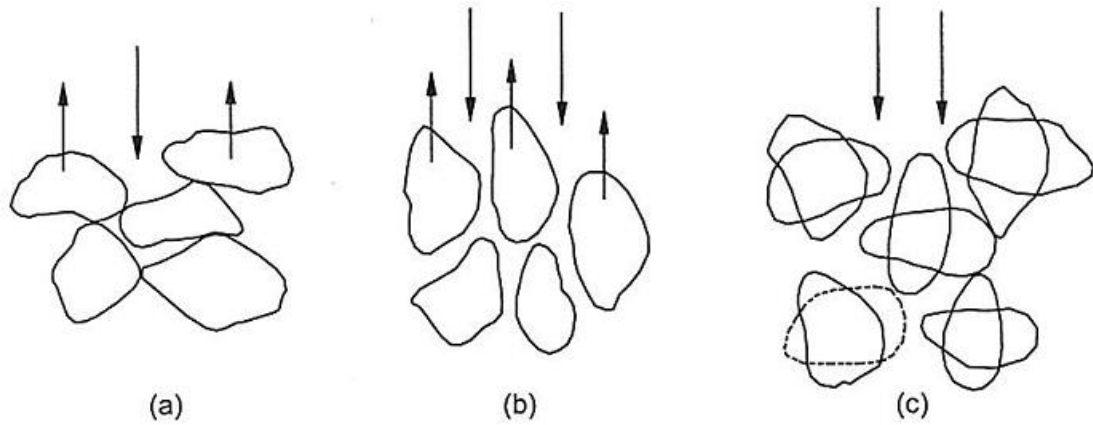


Figura 7. Variação da posição dos grãos do meio filtrante durante a lavagem (DI BERNARDO, 1993)

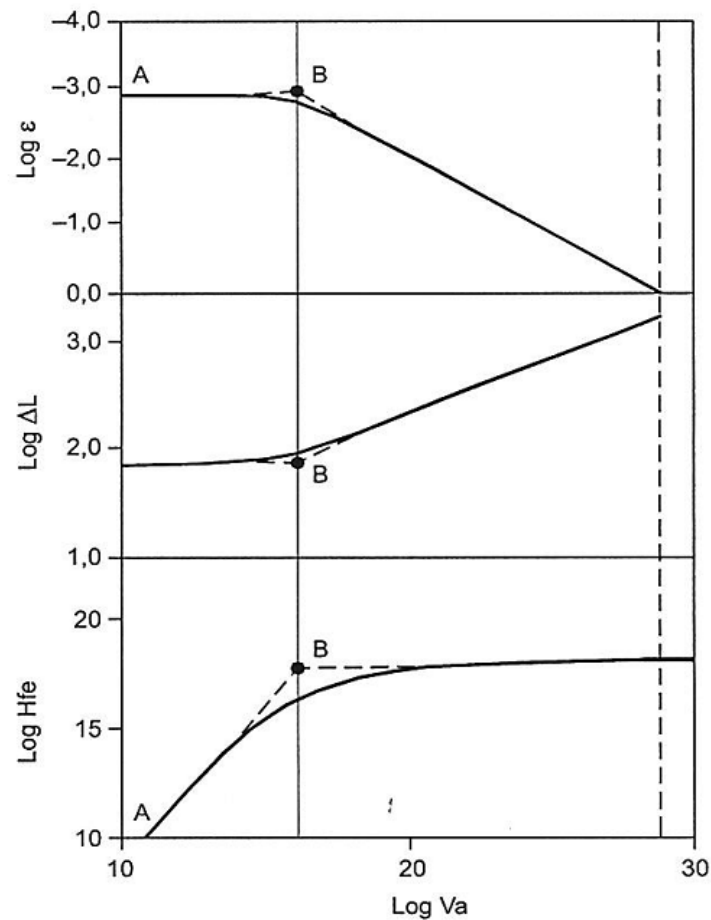


Figura 8. Variação da porosidade, espessura do meio granular e perda de carga em função da velocidade ascensional. (DI BERNARDO, 1993)

2.7.11. Seleção de Alternativas de Tratamento por Filtração Direta e Estudos de Tratabilidade

2.7.11.1. Tipos de sistemas de filtração direta

A filtração direta pode ser empregada para o tratamento de águas para abastecimento em três configurações básicas distintas, apresentadas de forma esquemática na Figura 9.

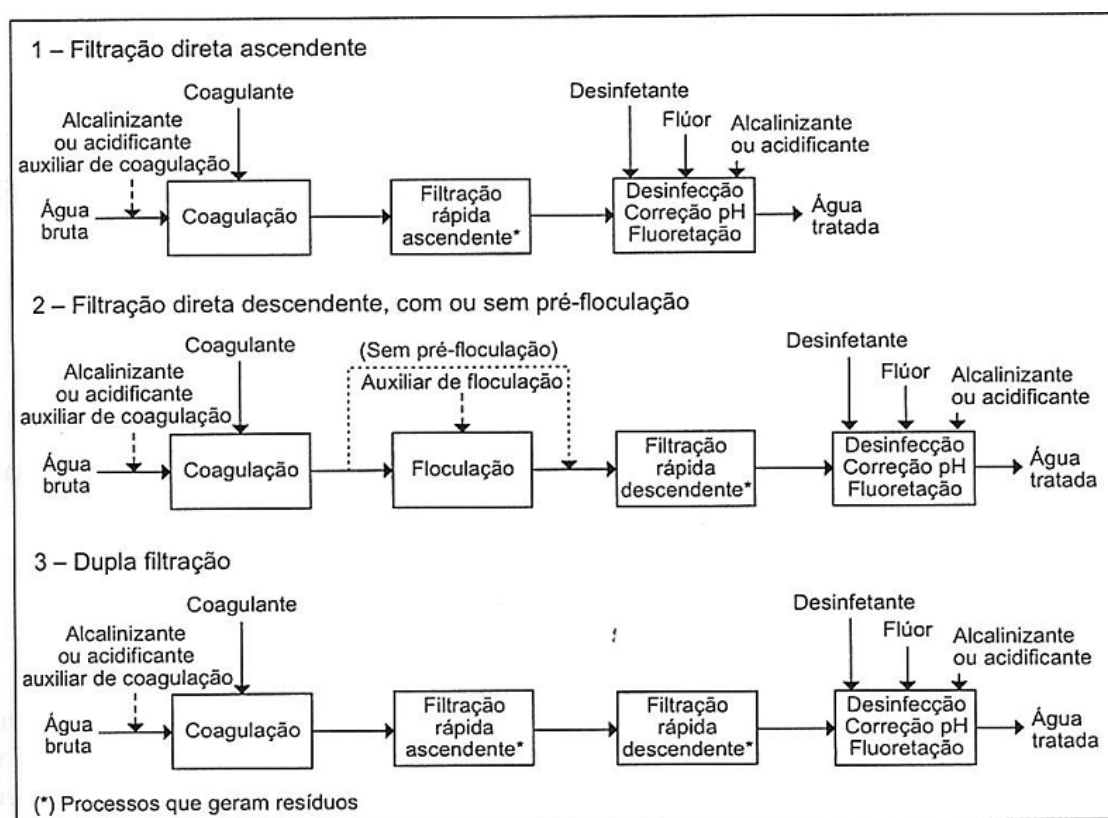


Figura 9. Fluxograma esquemático do sistema de filtração direta (DI BERNARDO, 1993)

A seguir são apresentadas as variações possíveis de serem implementadas para as configurações básicas mostradas na figura 9.

2.7.11.2. Filtração direta ascendente (FDA):

- com camada filtrante constituída de pedregulho e areia;

- com descargas de fundo intermediárias (DFI) e introdução de água na interface (IAI);

- Operação com taxa constante e lavagem com água;

2.7.11.3. Filtração direta descendente (FDD):

- com camada filtrante única, constituída de areia praticamente uniforme;

- Operação com taxa constante e lavagens com água + auxiliar;

- Operação com taxa declinante e lavagens com água + auxiliar;

- com camada filtrante única, constituída de exclusivamente de antracito;

- Operação com taxa constante e lavagens com água + auxiliar;

- Operação com taxa declinante e lavagens com água + auxiliar;

- com camada filtrante dupla, de antracito e areia;

- Operação com taxa constante e lavagens com água + auxiliar;

- Operação com taxa declinante e lavagens com água + auxiliar;

2.7.11.4. Dupla filtração (DF):

- com filtros ascendentes de areia grossa (FAAG) e descendentes em areia (FD):

- FAAG com DFI e IAI, operados com taxa constante;

- FD com taxa constante e lavagem com água;

- FD com taxa constante e lavagem com água + auxiliar;

- FD com taxa declinante e lavagem com água;

- FD com taxa declinante e lavagem com água + auxiliar;

- com filtros ascendentes em pedregulho (FAP) e descendentes em areia (FD):

- FAP com DFI, operados com taxa constante;
- FD com taxa constante e lavagem com água;
- FD com taxa constante e lavagem com água + auxiliar;
- FD com taxa declinante e lavagem com água;
- FD com taxa declinante e lavagem com água + auxiliar;

- com filtros ascendentes em pedregulho (FAP) e descendentes em antracito e areia (FD):

- FAP com DFI, operados com taxa constante;
- FD com taxa constante e lavagem com água;
- FD com taxa constante e lavagem com água + auxiliar;
- FD com taxa declinante e lavagem com água;
- FD com taxa declinante e lavagem com água + auxiliar;

2.7.11.5. Vantagens da filtração direta

A FDA destaca-se por:

a) possibilitar a filtração no sentido do maior para o menor grão, resultando na utilização da altura total da camada como meio filtrante (ação de profundidade), e a redução da taxa de crescimento da perda de carga durante a filtração, em decorrência da remoção de uma quantidade substancial de impurezas na porção do meio filtrante de maior granulometria proporcionando, assim, carreiras de filtração com maiores durações;

b) empregar menor quantidade de coagulante por unidade de volume de água tratada, em função da não necessidade da etapa isolada de floculação (que se manifesta na própria camada suporte de pedregulho) e da busca do ponto

isoelétrico na dosagem mínima, a qual, em geral, é proporcionada pelo mecanismo de coagulação de adsorção e neutralização de cargas;

c) requer menores áreas e custos para implantação, operação e manutenção, pela eliminação das unidades de floculação e decantação e pela redução do consumo de produtos químicos, energia e mão-de-obra;

d) possibilitar a execução de descargas de fundo intermediarias (DFIs) com introdução da água na interface (IAI), resultando em eficiente método de remoção do material retido na camada suporte, com produção de efluentes de melhor qualidade e duração de carreiras de filtração mais prolongadas;

e) resultar em menor produção de lodo e, conseqüentemente, em menores custos de implantação de unidades de tratamento de lodo, de sua operação e manutenção e da disposição do lodo final produzido;

Segundo DI BERNARDO, 1993, a FDD apresenta, em relação ao tratamento completo (convencional), as mesmas vantagens listadas para a DFA, excluindo-se:

i) a vantagem indicada em a), que pode ser parcialmente compensada com o emprego da camada dupla de antracito e areia nos filtros descendentes;

ii) a vantagem indicada em d), única e exclusiva da filtração ascendente; e

iii) parcialmente a vantagem c), quando se considera a inclusão de uma etapa de floculação por curto período, em geral, limitado a 10 minutos, que normalmente é benéfica ao desempenho do sistema de filtração, seja pelo aumento da duração da carreira de filtração, seja pela melhoria da qualidade da água filtrada produzida, ou por ambos.

Apesar dessas desvantagens, quando comparada à FDA, a FDD elimina um grande inconveniente da filtração ascendente, que é a segurança sanitária da água filtrada produzida logo após a recolocação de um filtro recém-lavado em funcionamento, já que, na FDD, não há possibilidade de contaminação direta da água filtrada pela mistura com o volume final de água de lavagem que

permanece no interior da câmara do filtro, além de permitir a adoção da operação segundo o princípio da taxa declinante e de maiores taxas de filtração. (DI BERNARDO, 1993)

Apesar de requerer maiores custos de implantação, operação e manutenção que a filtração direta ascendente (FDA) e que a filtração direta descendente (FDD), a dupla filtração (DF) destaca-se por:

- a) permitir o tratamento de água com pior qualidade;
- b) oferecer mais segurança em relação às variações bruscas de qualidade da água bruta;
- c) dispensar o descarte de água filtrada do filtro ascendente no início da carreira de filtração;
- d) apresentar maior remoção global de microrganismos e menor risco sanitário;

2.7.11.6. Filtração direta ascendente

O uso da filtração direta ascendente (FDA) foi bem-sucedido em vários países, destacando-se entre eles a União Soviética, Inglaterra e Holanda, e nos últimos 20 anos vem sendo utilizada principalmente no Brasil. Esse tipo de filtração se aproxima da filtração ideal, pois a água escoar no sentido dos grãos mais grossos para os mais finos, empregando um único material filtrante (areia). (DI BERNARDO, 1993)

Azevedo Netto (1979), ao concluir um estudo teórico sobre FDA, resume: “A filtração obtida com a utilização dos clarificadores de contato, os chamados filtros russos, pelos bons resultados que vêm apresentando em vários países, merece ser experimentada entre nós. A simplicidade de ser funcionamento e a economia com a sua instalação em face da eficiência de operação aconselham que seja o novo processo adotado no Brasil”. Evidentemente, o prof. Azevedo Netto se referia à aplicabilidade de tal

tecnologia dentro de suas limitações da qualidade da água no manancial e das taxas de filtrações que vinham sendo propostas. Após esses estudos, inúmeros sistemas de tratamento foram implantados no Brasil sob os conhecimentos da época.

Nos anos 80 e 90, vários estudos foram desenvolvidos pelo prof. Luiz Di Bernardo e colaboradores, de forma a tornar essa tecnologia ainda mais promissora pela técnica de descargas de fundo intermediárias. Estas possibilitaram o uso da filtração direta ascendente para águas com turbidez e cor mais acentuada, aumentando significativamente a carreira de filtração e, assim, produzindo mais água. Recentemente, o PROSAB (2000 a 2003) investiu nessa tecnologia para aplicações em pequenas comunidades, de forma a tratar águas de qualidades diversas, água bruta com alta concentração em turbidez, cor, algas, etc. O filtro ascendente pode ser construído da mesma forma que o filtro clássico descendente, em concreto, aço ou fibra-de-vidro, abertos ou sob pressão. (DI BERNARDO, 1993)

A FDA apresenta vantagens e desvantagens em relação aos sistemas de tratamento completo ou convencional e em relação à filtração direta descendente. A avaliação destes aspectos, apresentada a seguir, é de fundamental importância antes de optar pelo emprego dessa tecnologia. (DI BERNARDO, 1993)

Podemos considerar vantagens do FDA em relação ao sistema de tratamento completo:

- a) custo da construção 50% menor, tendo em vista que não há necessidade de unidades adicionais de floculação e decantação;
- b) menor custo de operação e manutenção; e
- c) menor produção de lodo;

Como desvantagens em relação ao tratamento em ciclo completo destacam-se:

- a) exige controle mais rigoroso da dosagem de produtos químicos;

b) limitações relativas à qualidade da água bruta, principalmente a biológica (como as totalidades dos sólidos ficam retidas no filtro, a qualidade da água bruta limita a sua aplicação), a presença de algas e outros organismos microscópicos são amplamente restritivos ao uso dessa tecnologia;

c) a mudança na qualidade da água afetará a carreira de filtração – como 100% dos sólidos ficam retidos nos filtros, a variação em sua distribuição modifica a duração das carreiras de filtração, para mais ou para menos;

d) o tempo de contato na unidade é relativamente curto, exigindo ação rápida nas dosagens de produtos químicos durante a mudança de qualidade da água bruta – como não há unidades de floculação nem de decantação, o tempo de detenção é bem menor;

e) possibilidade de contaminação do reservatório de água filtrada após a lavagem do filtro – nos sistemas em que a mesma calha é usada para coleta da água filtrada e de lavagem, após recolocar o filtro em operação, é necessário descartar por alguns minutos a água produzida, pois esta promoverá certa limpeza das superfícies que tiveram contato anterior com a água de lavagem; e

f) necessidade de cobertura do filtro, pois a água filtrada fica exposta ao ar livre.

Em relação à filtração direta descendente, as principais vantagens são:

a) sentido do escoamento na direção da diminuição da granulometria do material filtrante;

b) utilização do leito estratificado;

c) dispensa a necessidade de unidade adicional de floculação;

d) dispensa o uso de polímeros quando estes podiam ser necessários na filtração direta descendente; e

e) melhor aproveitamento da carga hidráulica disponível.

Como desvantagens em relação à filtração direta descendente destacam-se:

a) admite menores taxas de filtração – com taxas elevadas há possibilidade de fluidificação parcial e periódica da camada superior do meio filtrante;

b) a água de lavagem sai pela mesma tubulação ou canal que a água filtrada – um descuido de operação poderá fazer com que a água de lavagem seja encaminhada para o tanque de contato, mas este problema pode ser evitado construindo-se calhas de coletas independentes para a água filtrada e a água de lavagem;

c) necessidade de melhor sistema de drenagem, podendo-se enfrentar problemas no fundo do filtro, com grandes dificuldades para reparação – a água bruta entra no filtro pelo fundo falso e possíveis problemas de obstrução na drenagem do filtro não são visíveis;

d) é preciso cobrir o filtro, pois a água filtrada fica exposta ao ar livre;

e) necessidade de dispositivos hidráulicos para introdução de água na interface pedregulho/areia.

2.7.11.7. Funcionamento da filtração direta ascendente

O filtro ascendente consiste de uma câmara com fundo falso, onde acima deste é colocada a camada suporte e, em seguida, a camada filtrante de um único material (normalmente areia), conforme esquema da Figura 10. A água a ser filtrada escoar no sentido ascendente e é coletada em uma calha superior que também poderá servir para coletar a água da lavagem. (DI BERNARDO, 1993)

Com a fluidificação do material filtrante durante as lavagens, os grãos mais grossos ficam em baixo e os mais finos em cima; assim, durante a filtração todo o material filtrante participa da filtração, retendo as impurezas de maiores diâmetros nas subcamadas inferiores e as menores, no material granular mais fino. Na filtração direta, 100% dos sólidos removidos são retidos no filtro e,

assim, para proporcionar carreira de filtração adequada (≥ 24 horas), a camada filtrante deverá ser bastante espessa (de 1,6 a 2,0 m). (DI BERNARDO, 1993)

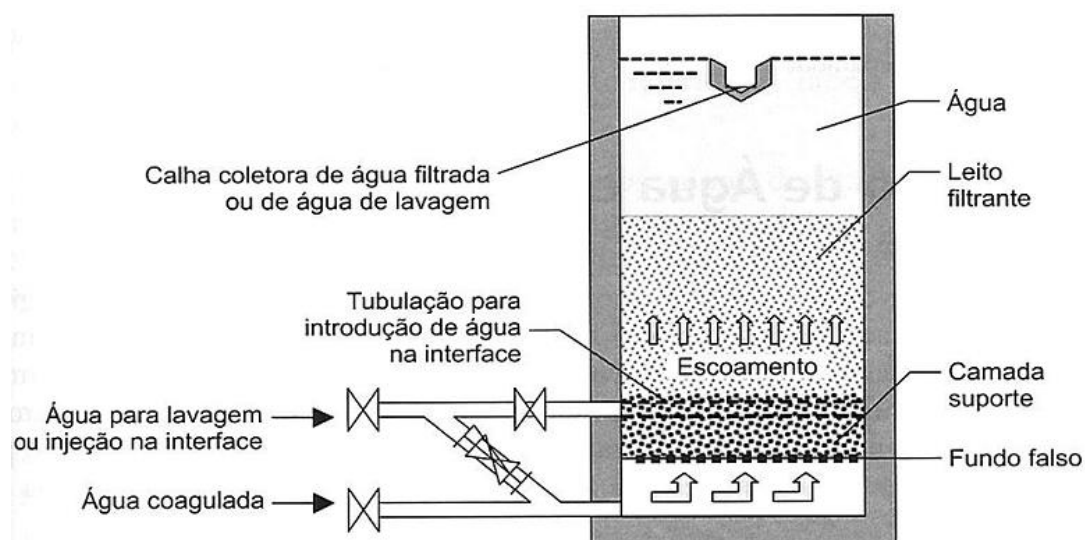


Figura 10. Esquema de funcionamento de um filtro ascendente com calha única para coleta das águas filtradas e de lavagem (DI BERNARDO, 1993)

O filtro ascendente pode ser construído com duas calhas, uma para coletar a água filtrada e outra para coletar a água de lavagem. Deste modo, evita-se que um descuido de operação conduza a água de lavagem para o reservatório de água filtrada (ver Figura 11):

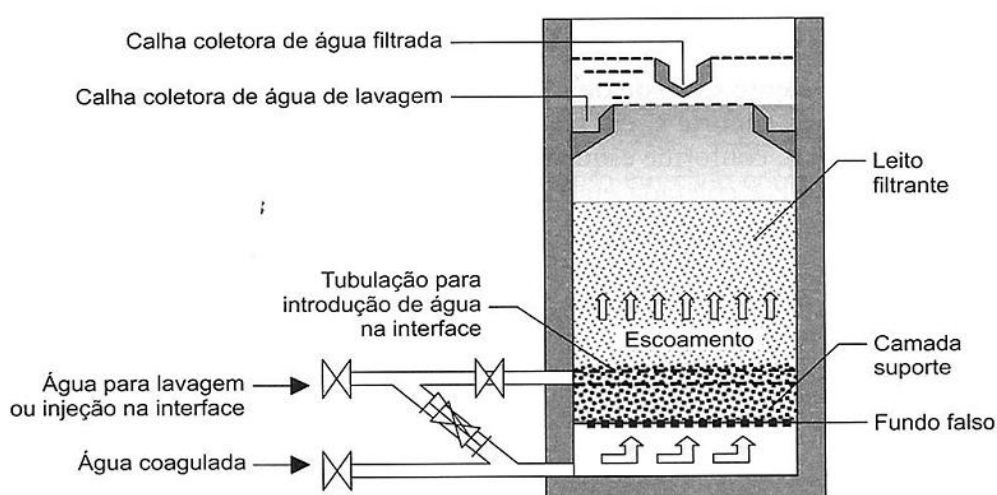


Figura 11. Filtro ascendente com calhas de coleta de água filtrada e coleta de água de lavagem de forma separada (DI BERNARDO, 1993)

2.7.11.8. Meio filtrante e camada suporte

	Autores			
	Arboleda (2000)	Richter & Azevedo Netto (1998)	Di Bernardo (1993)	Vianna (1997)
Areia: espessura da camada filtrante (m)	1,55 a 1,95	2,0 a 2,50	1,6 a 2,0	$\geq 2,00$
Tamanho dos grãos (mm)	1,0 a 2,0	0,7 a 2,0	0,59 a 2,0	0,5 a 2,38
Tamanho efetivo (mm)	0,7 a 1,0	0,7 a 0,8	0,75 a 0,85	0,7 a 0,8
Coef. de desuniformidade	1,7 a 2,5	$< 2,0$	$< 1,7$	$\leq 2,0$
Camada suporte: espessura da camada (m)	0,45 a 0,60	0,40 a 0,60	0,6 a 0,80	$\geq 0,40$
*Tamanho dos grãos (mm)	equivalente ao desc.	4 a 30	2,4 a 38	1,68 a 50,8

* Variável com o tipo de fundo e com existência ou não de introdução de água na interface para descargas de fundo intermediárias.

Tabela 4. Características do material filtrante (areia) e da camada suporte (pedregulho). (DI BERNARDO, 1993)

Tamanho dos grãos das subcamadas (mm)	Espessura da subcamada (cm)		
4,8-2,4	15,0	18,5	20,5
9,6-4,8	15,0	18,5	20,5
16-9,6	10,0	11,0	13,0
25,4-16	10,0	11,0	13,0
31,4-25,4	10,0	11,0	13,0
Total	60,0	70,0	80,0

A escolha deverá ser feita de acordo com o fundo do filtro adotado.

Tabela 5. Subdivisões para três espessuras de camada suporte. (DI BERNARDO, 1993)

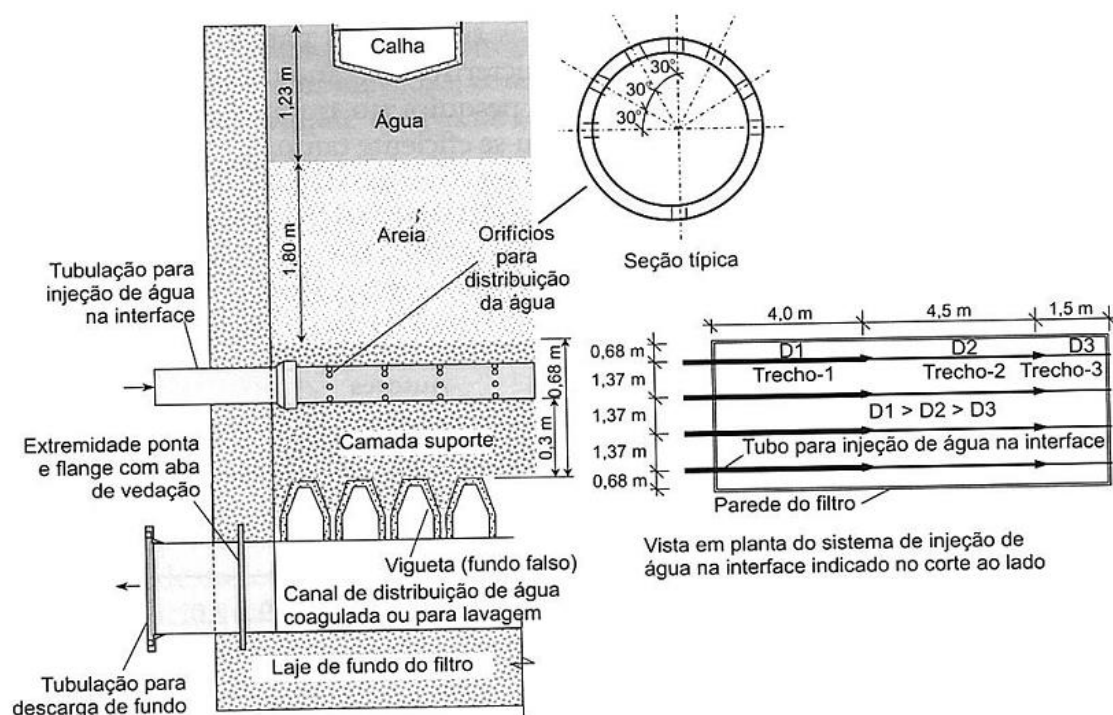


Figura 12. Corte esquemático de um filtro de escoamento ascendente com tubulação para introdução de água na interface durante as descargas de fundo intermediárias. (DI BERNARDO, 1993)

2.7.12. Filtração Direta Descendente

2.7.12.1. Introdução

A filtração direta descendente (FDD) é definida como uma tecnologia de tratamento de água que prescinde da sedimentação ou flotação e pode ser realizada basicamente de duas formas:

a) Filtração direta descendente sem pré-floculação: sistema composto por unidade de mistura rápida e encaminhamento da água coagulada diretamente ao filtro.

b) Filtração direta descendente com pré-floculação: sistema composto por unidades de mistura rápida, de floculação e de filtro.

Uma estação de tratamento de água também pode ser projetada para trabalhar ora com tratamento completo (coagulação, floculação, decantação ou

flotação e filtração), ora com filtração direta, dependendo da qualidade da água bruta durante o ano. (DI BERNARDO, 1993)

A pré-floculação citada no item a) pode ser realizada em tempos de 2 a 7 minutos com gradientes de velocidade de 60 a 100 s⁻¹, como ocorre na floculação em meio granular, ou em tempos de 5 a 15 minutos, verificada em outros sistemas de floculação com gradientes de velocidade entre 20 e 100 s⁻¹. Para os menores tempos de floculação, poderão ser produzidos microflocos bastante compactos para retenção em profundidade no meio filtrante (ARBOLEDA, 2000). Na FDD, a retenção de impurezas ocorre nos vazios intergranulares do meio filtrante. A configuração do meio filtrante, em termos de número de camadas e granulometria, deve ser adequada ao tipo de água a ser tratada, a fim de proporcionar carreiras com duração desejada. Na filtração direta descendente, ao contrário do que ocorre na ascendente, é comum o uso de meios filtrantes com dupla ou tripla camada. (DI BERNARDO, 1993)

Comparado ao tratamento completo, a FDD apresenta as seguintes vantagens:

- Custos da construção de 30% a 50% menor;
- Redução dos custos de operação e manutenção, uma vez que se tem menor consumo de coagulante e de energia elétrica são eliminados os equipamentos de remoção de lodo dos decantadores e, também, algumas vezes, os equipamentos de floculação;

- menor produção de lodo;

- Facilidade no tratamento de água bruta com baixa turbidez;

Dentre as desvantagens, destacam-se:

- Necessidade de controle mais rigoroso da dosagem de produtos químicos aplicados, principalmente quando não se tem a pré-floculação;

- Dificuldades no tratamento de água bruta com turbidez ou com cor verdadeira altas;

- A mudança de qualidade da água bruta afeta rapidamente a carreira de filtração;
- Tempo de detenção total da água no sistema relativamente curto para oxidação de substâncias orgânicas presentes no afluente;
- O tempo de detenção em todo o tratamento é bastante curto, necessitando de ação rápida nas mudanças de dosagens de produtos químicos durante a mudança da qualidade da água bruta;
- Período inicial de melhora da qualidade do efluente mais longo;

2.7.12.2. Funcionamento da filtração direta descendente

No filtro descendente, todas as partículas removidas da água ficam retidas no meio filtrante, assim, é muito importante que as impurezas sejam distribuídas em profundidade, com o objetivo de obter carreira de filtração com duração razoável. Para obter maior precisão na especificação do material filtrante, tanto em sua granulometria e espessura da camada como no número de camadas filtrantes, é recomendada a realização de estudos em instalação-piloto. (DI BERNARDO, 1993)

O funcionamento desse tipo de filtro é semelhante ao do filtro de uma ETA equipada de um sistema de tratamento completo. Dependendo do arranjo de alimentação dos filtros, a filtração pode funcionar com taca constante ou declinante. As Figuras 13 e figura 14, mostram esquemas de FDD com pré-floculação. Quando se tem a pré-floculação mecanizada, é necessário que o filtro trabalhe com carga hidráulica constante, o que pode ser conseguido pelo sistema ilustrado na Figura 13, pois do contrário ocorreria quebra de flocos. Quando se utiliza a floculação em meio granular expandido, figura 14, pode-se ter o floculador situado em cota inferior ao filtro. Desta forma, a água floculada, desde o início da carreira, entra no filtro de forma afogada, dispensando a câmara de controle de nível. A elevação progressiva do nível de água dentro do floculador

não afeta a floculação, pois esta ocorre no meio granular, que tende a se manter com altura constante depois de expandido. (DI BERNARDO, 1993)

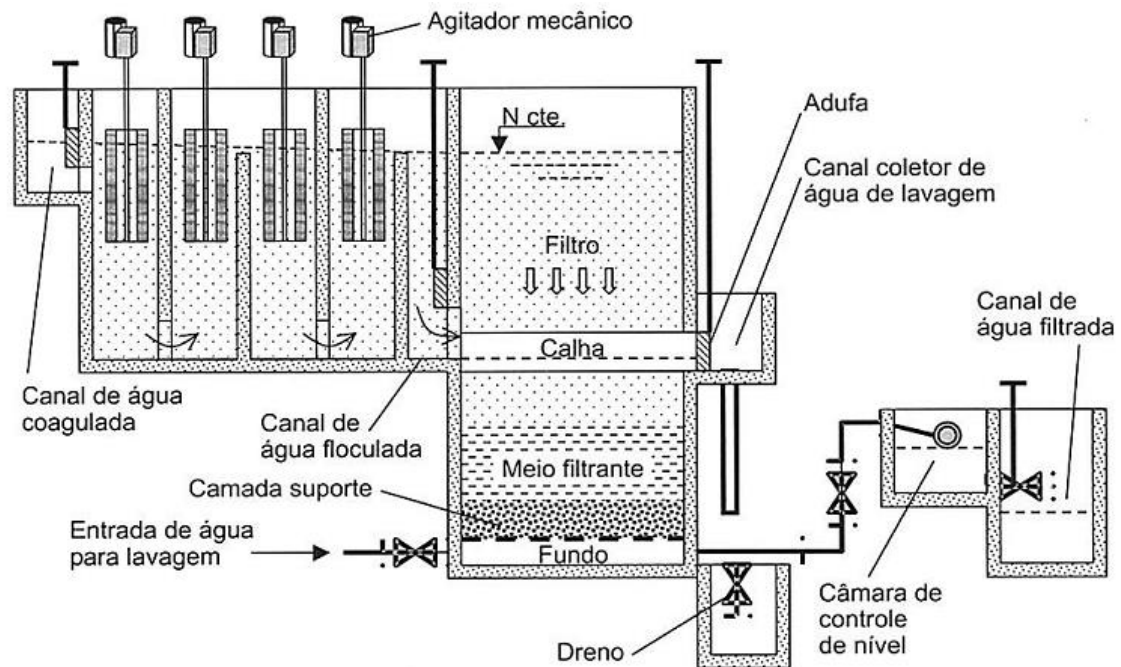


Figura 13. Filtração direta descendente com pré-floculação tipo mecânica. (DI BERNARDO, 1993)

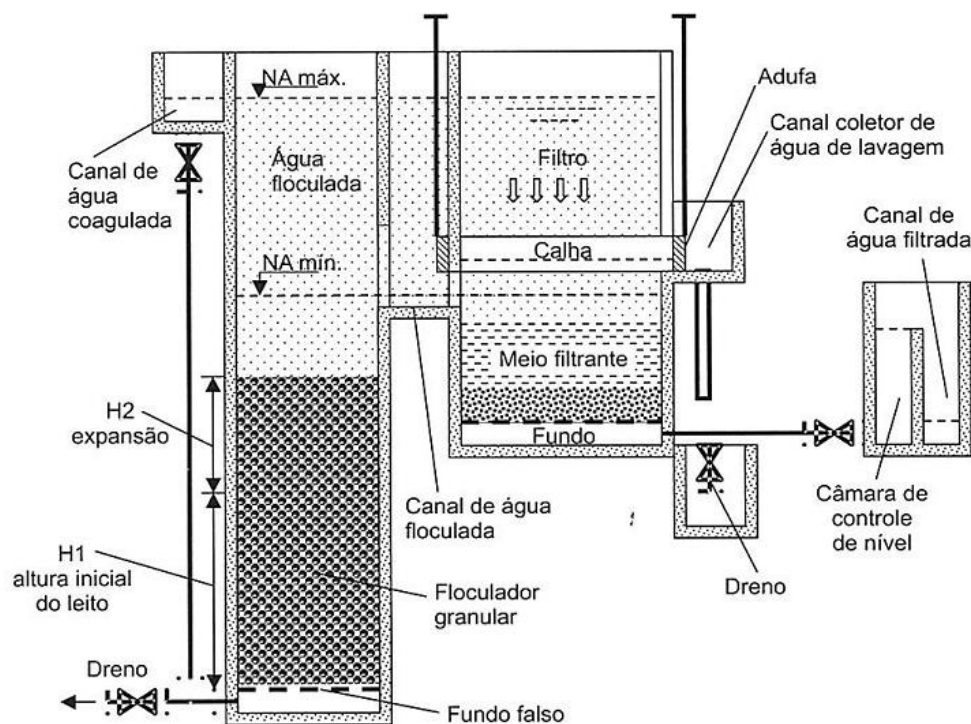


Figura 14. Filtração direta descendente com pré-floculação em meio granular expandido. (DI BERNARDO, 1993)

2.7.13. Dupla Filtração

Apesar das melhorias mencionadas na tecnologia da filtração direta ascendente (FDA), a qualidade da água pode limitar o seu emprego, especialmente quando, dentre outras situações, se tem: a) manancial com valores elevados da concentração de algas, de cor verdadeira ou de turbidez, ou de coliformes; b) suspeita da presença de vírus, protozoários e outros microrganismos patogênicos; c) variações bruscas dos parâmetros de qualidade; e d) necessidade de dosagens elevadas de alcalinizante (ou acidificante) e de coagulante. Nessas condições, a dupla filtração (DF) pode ser considerada uma alternativa em potencial visando à produção de água potável. (DI BERNARDO, 1993)

As principais vantagens da DF em relação à FDA são: a) permite o tratamento de água com pior qualidade; b) possibilita o uso de taxas de filtração mais elevadas no filtro ascendente; c) oferece maior segurança do ponto de vista operacional em relação às variações bruscas de qualidade de água bruta; d) a remoção global de microrganismos é maior, aumentando a segurança em relação à desinfecção final; e e) não há necessidade do descarte do efluente do filtro ascendente no início da carreira de filtração, pois essa água será filtrada no filtro descendente. (DI BERNARDO, 1993)

A DF que emprega filtro ascendente de areia grossa ou de pedregulho tem sido pesquisada de forma mais sistemática na América Latina, particularmente no Brasil. Contribuições importantes sobre a filtração de água coagulada em areia grossa e em pedregulho resultaram dos trabalhos resultados realizados por Ahsan (1995), Wegelin et al. (1996), Cruz Velez et al. (1998), Megda (1999), Cezar (2000), Gusmão (2002), Silva (2003), De Paula (2003) e trabalhos realizados no âmbito do PROSAB.

2.7.13.1. Funcionamento da dupla filtração

Dependendo do arranjo de alimentação das unidades filtrantes, tanto a filtração ascendente (FA) como a filtração descendente (DF) podem funcionar com taxa constante ou com taxa declinante. A instalação pode ter um conjunto de filtros ascendentes seguido de outro conjunto de filtros descendentes ou ter diversas unidades de dupla filtração, cada uma constituída de um filtro ascendente e de um descendente. (DI BERNARDO, 1993)

Na Figura 15, é mostrado o esquema de uma instalação de DF, constituída de um filtro ascendente e um descendente, operados com taxa constante. A água bruta chega em uma câmara de carga (CC), na qual o nível de água variará em função da perda de carga decorrente da retenção de impurezas (hmg) no meio granular do FA. A perda de carga total no início do funcionamento (H_0) é igual à perda de carga no meio granular limpo (hmg₀) somada à perda de carga nas peças especiais, na tubulação de alimentação do FA e no sistema de drenagem (hd) dessa unidade, e resulta igual à diferença entre os níveis de água na CC e no interior do FA. O valor da perda de carga final máxima no meio granular (hmgf), ocasião em que o FA é retirado de operação para lavagem, depende do tipo de meio granular adotado. Nessas condições, a perda de carga total será $H_f = \text{hmgf} + \text{hd}$. No caso do meio filtrante constituído de pedregulho (camada suporte) e areia grossa tem-se o filtro denominado FAAG, e a hmgf pode ser fixada entre 1,5 e 2,0 metros, e quando há somente pedregulho, tem-se o filtro denominado FAP, e a hmgf raramente excede a 1,0 metro. Se a vazão de alimentação do FA for mantida constante (taxa de filtração constante), o valor de hd permanece fixo, variando somente a hmg em função do tempo de funcionamento. (DI BERNARDO, 1993)

O afluente ao FA é a água coagulada. A introdução de coagulante pode ser efetuada na câmara de carga, geralmente antes da divisão de vazão para diferentes unidades de DF, ou na tubulação de alimentação do FA, quando se tem

somente uma unidade de DF. A água coagulada é distribuída na parte inferior do FA por meio de um sistema apropriado de drenagem (tubulações perfuradas, vigas em forma de V invertidas, difusores, etc.), passa inicialmente pela camada suporte (de pedregulho) e em seguida pela camada de areia grossa ou somente pela camada de pedregulho, dependendo do tipo de FA. A tubulação de drenagem tem várias finalidades: a) distribuir uniformemente a água coagulada; b) distribuir a água para lavagem; c) descarregar uniformemente as impurezas retidas na camada de pedregulho. A operação de descarga de fundo pode ser realizada durante a carreira de filtração, denominada descarga de fundo intermediária (DFI), ou no final da carreira de filtração, antes da lavagem. Da tubulação de água para lavagem tem-se derivação e, por meio de tubulação perfurada, é aplicada a água para lavagem da interface do filtro de pedregulho (camada suporte) e de areia grossa, simultaneamente à execução da DF. (DI BERNARDO, 1993)

A água pré-filtrada (efluente do FA) é coletada por meio de calhas geralmente situada a cerca de 0,6 a 1,0 metro acima do topo da camada de areia grossa do FAAG ou 0,4 a 0,6 metro acima do topo da camada de pedregulho de menor tamanho do FAP. Em seguida, é encaminhada ao FD (se necessário, pode ser desviada deste por meio da tubulação de descarga de água de lavagem do FA) e o efluente deste (água filtrada final) é conduzido à câmara de contato para receber os produtos químicos finais (cloro, flúor, etc). Tanto a lavagem do FA quanto a do FD devem ser realizadas com água filtrada final, proveniente de reservatório elevado ou de reservatório semienterrado, e com bombeamento direto. A lavagem do FA ou do FD depende do valor da carga hidráulica fixada em cada filtro. Nem sempre a lavagem de um filtro implica a lavagem de outro filtro na unidade de DF. (DI BERNARDO, 1993)

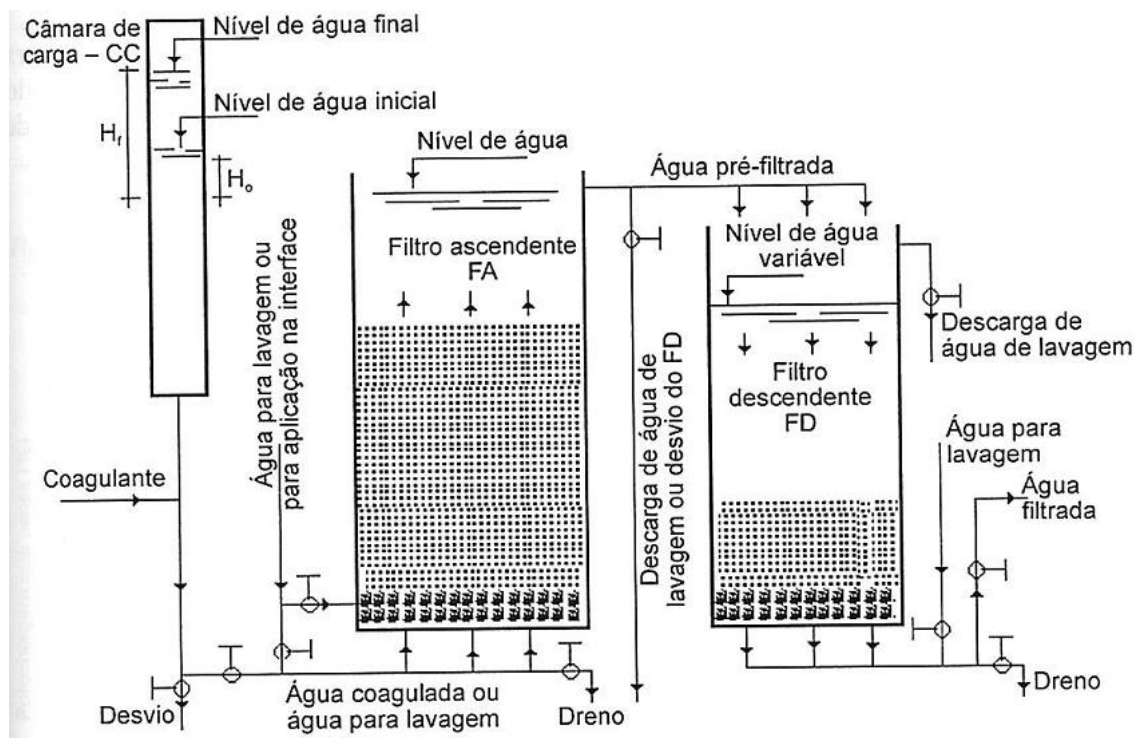


Figura 15. Esquema de uma instalação de dupla filtração (DI BERNARDO, 1993)

2.8. ADSORÇÃO

A adsorção é a acumulo de moléculas a partir de uma substância dissolvida em um solvente sobre a superfície da partícula adsorvente. A molécula de soluto é mantida em contato com o adsorvente através de uma combinação de forças físicas, iônicas e químicas. Sendo a adsorção um fenômeno superficial, os adsorventes mais eficazes possuem uma estrutura altamente porosa, de modo que a sua relação superfície/volume é muito grande. É possível fazer um adsorvente personalizado de modo que as dimensões de seus poros internos estejam relacionadas com o tamanho molecular do contaminante a ser removido. (TEBBUTT, 1998)

As propriedades de adsorção das zeólitas sintetizadas a partir de cinzas de carvão podem ser combinadas com as propriedades magnéticas do óxido de ferro para produzir materiais adsorventes magnéticos que poderão ser utilizados na remoção de íons metálicos em efluentes aquosos. O processo de preparação é simples e não requer a utilização de reagentes especiais. Os compósitos apresentaram alta capacidade de adsorção para os íons Zn^{2+} em solução aquosa e o fato mais importante foi que não houve decréscimo significativo na capacidade de adsorção quando comparada com a zeólita não modificada por ferro. (FUNGARO E GRACIANO, 2006)

Quando o adsorvente é deixado em contato com uma solução, a quantidade de soluto adsorvido aumenta na superfície do adsorvente e diminui no solvente. Passado algum tempo, o equilíbrio de adsorção é atingido quando o número de moléculas que deixam a superfície do adsorvente é igual ao número de moléculas que são adsorvidas na superfície. A natureza da reação de adsorção pode ser descrita relacionando a capacidade de adsorção (massa de soluto adsorvido por unidade de massa de adsorvente) com a concentração de equilíbrio de soluto remanescente em solução. Tal relação é conhecida como isoterma de adsorção. (TEBBUTT, 1998)

Dois modelos matemáticos simples para a adsorção estão disponíveis. A isoterma de Langmuir foi desenvolvida a partir de uma consideração teórica de adsorção, baseada no conceito de equilíbrio em uma camada de superfície monomolecular:

$$\frac{x}{m} = \frac{abc}{1 + ac} \quad \text{Equação 1}$$

Onde x = massa de soluto adsorvido; M = massa de adsorvente; C = concentração de soluto que permanece no equilíbrio e; a e b são constantes dependendo do adsorvente, do soluto e da temperatura. A equação de Freundlich

é uma relação empírica que muitas vezes fornece um modelo mais satisfatório para dados experimentais:

$$\frac{x}{m} = kc^{\frac{1}{n}} \quad \text{Equação 2}$$

Onde k e n são constantes dependendo do adsorvente, do soluto e da temperatura.

De modo geral, a taxa global de adsorção é governada pela taxa de difusão do soluto nos poros capilares da partícula adsorvente. A taxa diminui conforme aumenta o tamanho da partícula e aumenta com o acréscimo da concentração de soluto e o aumento da temperatura. Os solutos de elevado peso molecular não são adsorvidos tão rapidamente como substâncias de baixo peso molecular, e a solubilidade crescente diminui a adsorvibilidade dos compostos orgânicos. (TEBBUTT, 1998)

O adsorvente mais comum para diversos usos é o carvão ativado, que é produzido a partir de fontes de carvão, madeira ou fibras vegetais. A desidratação e carbonização são conseguidas através de lento aquecimento na ausência de ar, e o efeito da ativação é obtido pela aplicação de vapor, ar ou dióxido de carbono a temperaturas de cerca de 950 °C. O carvão ativado pode ser usado em forma de pó (PAC), com tamanho de partícula de 10-50µm, adicionado aos tanques de sedimentação ou às superfícies de filtros de areia em doses de 10-40 mg/l. Esta técnica é útil quando há a necessidade intermitente de adsorção para remover traços ocasionais de compostos orgânicos. Quando se faz necessária a remoção regular, é mais eficaz usar o carbono granulado (GAC), com um tamanho de partícula de 0,5-2mm e uma área de superfície de cerca de 100 m²/g. O GAC é geralmente colocado em leitos de fluxo para baixo, semelhantes aos filtros de areia convencionais, e eles podem substituir o estágio de filtração de areia ou, em águas turvas, ser colocado após o estágio de filtração de areia. Os leitos

adsorvedores de carbono são normalmente concebidos utilizando o parâmetro “tempo de contato de leito vazio” (EBCT), que representa o tempo de retenção do contador na ausência do carbono. Valores típicos de EBCT para o tratamento de água potável são de 10-20 min. O termo “dose eficaz de carbono” (ECD) é por vezes usado para expressar o desempenho da planta e é definido como:

$$ECD = \frac{\text{peso do GAC no leito (g)}}{\text{volume de água tratada durante o serviço (m}^3\text{)}} \quad \text{Equação 3}$$

A utilização de GAC como um leito de filtro é susceptível para reduzir a capacidade de adsorção à medida que as partículas de turbidez cobrem as superfícies de carbono. A Thames Water desenvolveu um filtro sanduíche de areia lenta que possui uma camada de 125 mm de GAC no meio de um leito de 900 mm. (TEBBUTT, 1998)

Quando a capacidade de adsorção do carbono for esgotada, o carbono deve ser descartado se em forma de PAC, ou regenerado se na forma mais cara de GAC. A regeneração é normalmente conseguida através do cozimento em um forno sob as condições descritas anteriormente. Há alguma perda de capacidade de adsorção após a regeneração e a manipulação física do GAC provoca certo desgaste mecânico com perda adicional de carbono ativo. Assim, é necessário adicionar de 5 a 10 por cento de carbono fresco ou virgem ao material regenerado, de modo que sua capacidade de adsorção por unidade de peso seja totalmente restaurada. As substâncias orgânicas adsorvidas são liberadas no forno de regeneração, que deve ser dotado de eficientes controladores de combustão e emissões, para evitar contaminação ambiental. Grandes usinas de tratamento usando GAC podem possuir instalações de regeneração no local, porém na maioria dos casos, um serviço de substituição e regeneração é oferecido pelos fornecedores do carbono. (TEBBUTT, 1998)

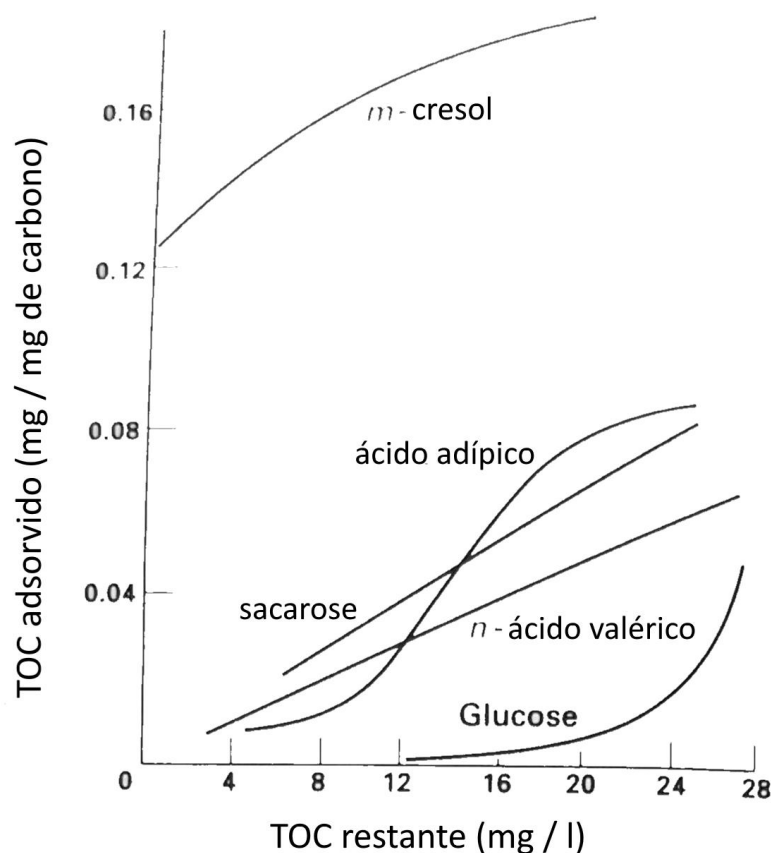


Figura 16. Isotermas de adsorção para diversos orgânicos (TEBBUTT, 1998)

2.9. BOMBAS HIDRÁULICAS

Em estações elevatórias, unidades utilizadas na captação, adução, tratamento e distribuição de água, os gastos com energia elétrica são apontados como um dos principais itens dos custos operacionais das companhias. As bombas participam diretamente nessa contabilidade, tornando-se um fator importante no estudo da eficiência energética. Tsutiya (2006) apresenta a classificação das bombas em cinéticas e de deslocamento direto.

- Bombas Cinéticas: São as bombas que fornecem energia à água sob forma de energia de pressão, permitindo que a água atinja posições mais elevadas dentro de uma tubulação. Podem ser Bombas Centrífugas, Periféricas ou Especiais (Tsutiya, 2006).

- Bombas de Deslocamento Direto (Positivo): Bombas onde não há troca de energia interna na massa líquida. O líquido confinado em um compartimento sofre um aumento de pressão e é deslocado de uma posição estática mais elevada. A descarga é proporcional à velocidade da parte propulsória da máquina. Podem ser Alternativas ou Rotativas (Tsutiya, 2006).

Com o advento da eletricidade e do motor elétrico, as bombas centrífugas passaram a ser preferidas devido ao maior rendimento, custo menor de instalação, operação e manutenção. Atualmente, há um predomínio total das bombas centrífugas em sistemas de abastecimento de água. Essas bombas aceleram a massa líquida através da força centrífuga fornecida pelo giro de um rotor, cedendo energia cinética à massa em movimento e transformando a energia cinética internamente em energia de pressão, na saída do rotor, através da carcaça da bomba (Tsutiya, 2006).

Existe ainda uma preocupação com a existência das perdas de energia na Bomba. Encontram-se as perdas externas (rolamentos e elementos de vedação), onde a energia se dissipa fora da bomba antes de chegar às pás do rotor, e perdas internas (Hidráulicas e Volumétricas).

Perdas volumétricas se dividem em perdas por fuga de vazão através do eixo da bomba e perdas por recirculação, sendo a última mais importante, pois se define pela recirculação de líquido por espaços entre os discos do rotor e a carcaça e pelos labirintos, criados justamente para minimizar essa circulação. Essas perdas consomem potência adicional e reduzem a vazão da bomba, já que parte dela que deveria seguir para a descarga, volta à entrada e daí é obrigada a passar novamente pelo rotor (Gomes, 2009).

Para este caso específico, será estudada a melhor bomba a ser adotada seguindo os critérios de eficiência energética, com cálculo de vazão e carga manométrica (ver Figura 17) através do programa EPANET e curva da bomba (Figura 18).

BOMBA 1		BOMBA 2		BOMBA 3		BOMBA 4		BOMBA 5	
VAZÃO	CARGA	VAZÃO	CARGA	VAZÃO	CARGA	VAZÃO	CARGA	VAZÃO	CARGA
0	100	0	150	0	120	0	140	0	120
30	75	20	115	20	105	20	110	20	100
35	45	30	60	35	50	35	40	35	35

BOMBA 6		BOMBA 7		BOMBA 8		BOMBA 9		BOMBA 10	
VAZÃO	CARGA	VAZÃO	CARGA	VAZÃO	CARGA	VAZÃO	CARGA	VAZÃO	CARGA
0	120	0	150	0	150	0	200	0	200
20	100	20	100	20	110	20	100	20	110
35	80	35	90	40	65	35	80	35	80

Figura 17. Exemplo da tabela de vazão e carga (YAMAMOTO, 2013)

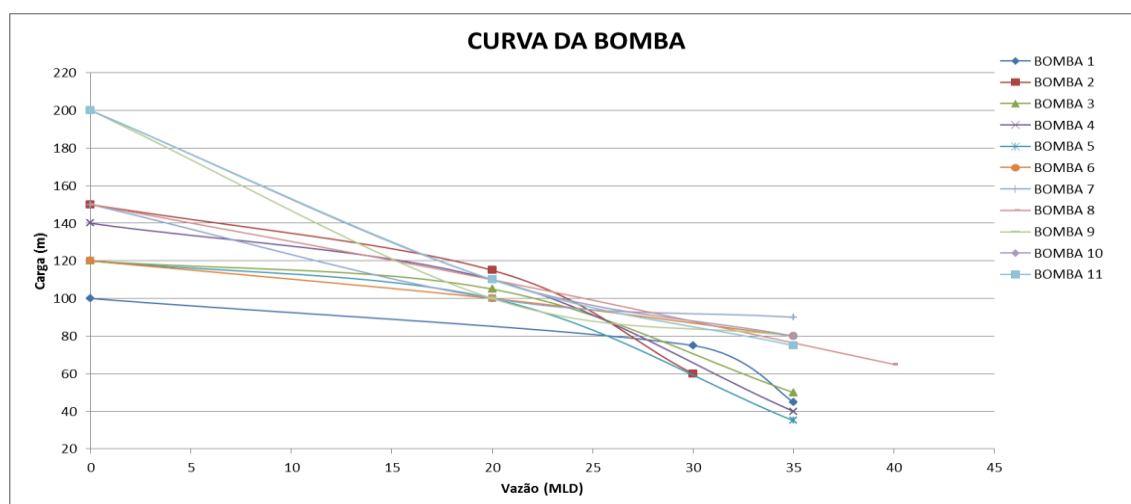


Figura 18. Exemplo de curva de bomba (YAMAMOTO, 2013)

2.10. TECNOLOGIAS PARA O USO DE ÁGUA SUBTERRÂNEA

As tecnologias para o aproveitamento de água subterrânea seguem o conceito de aproveitamento das águas pluviais, sendo verificados os mesmos parâmetros para a melhoria da qualidade da água.

Como as águas subterrâneas possuem de forma geral características mais puras que as águas pluviais ou águas cinzas, o tratamento para o uso não potável pode ser de forma mais simples, não necessitando em muitos casos de tratamento químico complexo.

Muitas pessoas querem aumentar a reutilização de água em seus empreendimentos como parte de uma mudança geral para o desenvolvimento sustentável da terra e gestão de água. Mas há poucas informações sobre a água reutilizada e tecnologias que possam ser adotadas para cada situação (HOLT e JAMES, 2006).

Neste trabalho serão verificados os métodos e as tecnologias empregadas para o tratamento da água.

Para o estudo de viabilidade será determinante a análise de custo, bem como o estudo da água in loco.

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

3.1. LOCALIZAÇÃO DA EDIFICAÇÃO

O Centro de Aprimoramento Porto Alegre está localizado no Bairro Petrópolis, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.

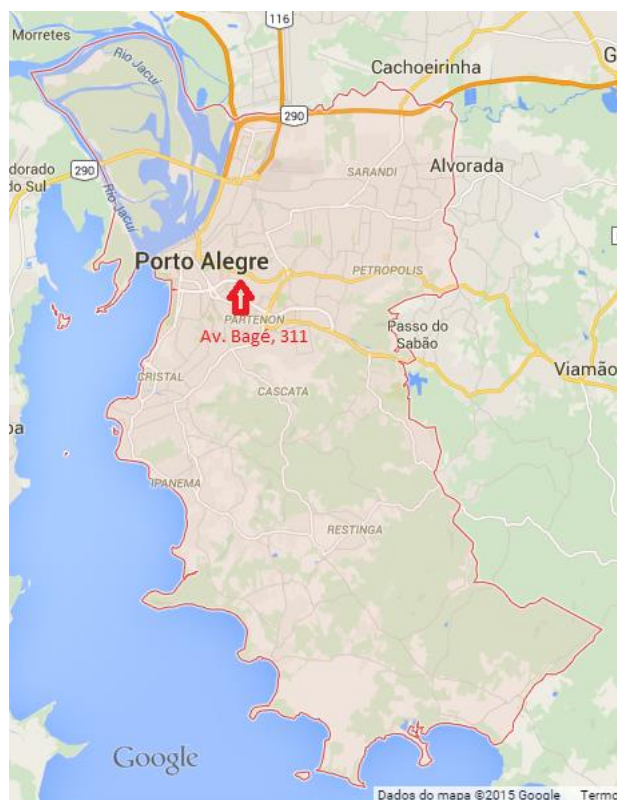


Figura 19. Localização do Centro de Aprimoramento de Porto Alegre (Google Maps, 2015)

Na reforma realizada em 2008, foi construído um subsolo. Devido ao lençol freático, houve a necessidade de se fazer uma cisterna para a captação da água. A alternativa encontrada no momento, foi de reuso dessa água para os sanitários masculinos e femininos, por isso, instalou-se uma bomba para levar a água até um reservatório, na cobertura, onde seria distribuído aos sanitários. Porém, como seu aspecto era desagradável, ou seja, a água continha flocos de ferro e as louças sanitárias que tinham coloração branca estavam ficando amareladas, não se reutilizam mais essa água no local. A água que antes era distribuída aos sanitários, agora é descartada no telhado da cobertura, onde é direcionada para a tubulação de águas pluviais. Além da água ser descartada, há a energia da bomba, que é gasta para levar a água até a cobertura. Por isso, surgiu a necessidade de se fazer uma análise da água e estudar as formas de tratamento para reativar o sistema de reuso que ainda existe no local.

3.2. DADOS DA CISTERNA

Diâmetro interno.....75cm
 Profundidade.....90cm
 Nível Min. d'agua.....15cm
 Nível de vazão.....30cm
 Formato.....Redonda
 Volume total.....1,60 m³
 Tempo para ligação da bomba, a cada 15 minutos.

Dados das Bombas

Marca: Schneider

Modelo: BCS-205, 2 CV, trifásica, 220 volts

www.franklin-electric.com.br/

Na foto 1 pode-se observar a água da cisterna sendo despejada na calha da cobertura.



Foto 1. Vazão de água da cisterna na cobertura

A foto 2 mostra a localização das caixas d'água na cobertura. Observa-se que é possível colocar mais um reservatório, caso seja necessário, para armazenar a água tratada da cisterna para reutilização nos sanitários da edificação.



Foto 2. Caixa d'água

No estudo de caso fez-se uma vistoria das condições dos equipamentos existentes no local, que estavam em perfeito funcionamento de acordo com o exigido em norma. Analisou-se as condições do lençol freático. Fez-se um estudo técnico da bomba existente na cisterna, como eficiência energética. Foi feita a coleta de amostras da água na cisterna para verificar as condições físico-químicas e microbiológicas, a partir de testes de *Escherichia coli*, ferro total, fluoretos, manganês, nitratos, pH, sódio e turbidez. A partir disso, estudou-se as normas e referências bibliográficas relativas a testes de qualidade da água e a tipos de tratamento da água. Desse modo, conseguiu-se definir o método de tratamento a ser empregado.

3.3. ANÁLISE DA ÁGUA

A Tabela 6, mostra os parâmetros que serão analisados na amostra de água coletada na cisterna. A Tabela 7, mostra a especificação da amostragem.

1. Especificação dos Serviços:

Parâmetros Analíticos	Método	Nº de Amostras	Matriz Analítica
<i>Escherichia coli</i>	Standard Methods 9223 B	1	Água
Ferro Total	Standard Methods 3111 B	1	Água
Fluoretos	Standard Methods 4500 F ⁻ C	1	Água
Manganês	Standard Methods 3111 B	1	Água
Nitratos	Standard Methods 4500 NO ₃ ⁻	1	Água
pH *	Standard Methods 4500 H ⁺ B	1	Água
Sódio	Standard Methods 3500 Na B	1	Água
Turbidez *	Standard Methods 2130 B	1	Água
Valor das Análises(R\$)			140,40
Taxa de Envio de Material de Coleta(R\$)			0,00
Taxa de Coleta(R\$)	Observar Cláusula 5.1		0,00
Valor Total(R\$)			140,40

*Ensaio(s) reconhecido(s) pela Rede Metrológica/RS, conforme NBR ISO/IEC 17025:2005.

Tabela 6. Especificação da análise da água (Análise feita em laboratório, 2016)

2. Especificações da Amostragem:

Matriz Analítica	Frequência	Frasco Fornecido por	Responsável pela Coleta
Água	única	Laboratório QuímioAmbiental Ltda.	Laboratório QuímioAmbiental Ltda.

A(s) coleta(s) será(ão) realizada(s) na Av. Bagé, 311 no município de Porto Alegre - RS.

Tabela 7. Especificações da amostragem (Análise feita em laboratório, 2016)

Na Tabela 8, mostra-se os resultados da análise físico-química e microbiótica da amostra de água coletada da cisterna. A temperatura da amostra era de 21°C e a quantidade coletada foi de um litro.

Considerando a portaria nº 2.914 de 12/12/2011 do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, os parâmetros analisados na amostra individual não atendem aos seus respectivos valores máximos permissíveis (VMPs) descritos nos anexos da referida legislação, conforme tabelas 8 e 9.

NMP: Número mais provável

Parâmetro	Método	Resultado	Unidade	VMP	LQ	Data Análise
<i>Escherichia coli</i>	Standard Methods 9223 B	Presente	NMP/100mL	Ausência	1,1	07/04/2016
Ferro Total	Standard Methods 3111 B	0,448	mg/L Fe	0,3	0,026	20/04/2016
Fluoretos	Standard Methods 4500 F ⁻ C	0,16	mg/L F ⁻	1,5	0,10	18/04/2016
Manganês	Standard Methods 3111 B	0,117	mg/L Mn	0,1	0,021	20/04/2016
Nitratos	Standard Methods 4500 NO ₃ ⁻	5,13	mg/L N	10	0,20	07/04/2016
pH *	Standard Methods 4500 H ⁺ B	7,1	---	6,0 à 9,5	1,0	07/04/2016
Sódio	Standard Methods 3500 Na B	12,0	mg/L Na	200	0,10	11/04/2016
Turbidez *	Standard Methods 2130 B	17,1	NTU	5,0	0,01	07/04/2016

Tabela 8. Análise físico-química e microbiótica (Análise feita em laboratório, 2016)

Tipo de água		Parâmetro		VMP ⁽¹⁾
Água para consumo humano		<i>Escherichia coli</i> ⁽²⁾		Ausência em 100 mL
Água tratada	Na saída do tratamento	Coliformes totais ⁽³⁾		Ausência em 100 mL
	No sistema de distribuição (reservatórios e rede)	<i>Escherichia coli</i>		Ausência em 100 mL
		Coliformes totais ⁽⁴⁾	Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem menos de 20.000 habitantes	Apenas uma amostra, entre as amostras examinadas no mês, poderá apresentar resultado positivo
			Sistemas ou soluções alternativas coletivas que abastecem a partir de 20.000 habitantes	Ausência em 100 mL em 95% das amostras examinadas no mês.

NOTAS:

(1) Valor máximo permitido.

(2) Indicador de contaminação fecal.

(3) Indicador de eficiência de tratamento.

(4) Indicador de integridade do sistema de distribuição (reservatório e rede).

Tabela 9. Tabela de padrão microbiótico da água para consumo humano (Portaria 2914 do Ministério da Saúde, 2011)

Tratamento da água	VMP ⁽¹⁾
Desinfecção (para águas subterrâneas)	1,0 uT ⁽²⁾ em 95% das amostras
Filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta)	0,5 ⁽³⁾ uT ⁽²⁾ em 95% das amostras
Filtração lenta	1,0 ⁽³⁾ uT ⁽²⁾ em 95% das amostras

NOTAS:

(1) Valor máximo permitido.

(2) Unidade de Turbidez.

(3) Este valor deve atender ao padrão de turbidez de acordo com o especificado no § 2º do art. 30.

Tabela 10. Tabela de padrão de turbidez para água pós-filtração ou pré-desinfecção. (Portaria 2914 do Ministério da Saúde, 2011)

3.3.1. Tratamentos mais Comuns

As águas que mais frequentemente dispensam tratamento são provenientes de fontes, de poços profundos bem protegidos, de galerias de infiltração e de bacias de captação ou de acumulação. Para que o tratamento seja evitado, essas águas deverão ser moles, pouco coloridas, apresentar pouca turbidez, baixos teores de ferro e de outras substâncias prejudiciais e, sobretudo, ser de boa qualidade bacteriológica, conforme Tabela 11. (RICHTER E NETTO, 2007)

Atributo	Unidade	Limite desejável	Máximo tolerável
Dureza	(mg/l)	< 100	200
Cor	(mg/l)	< 30	50
Turbidez	(mg/l)	< 10	25
Ferro	(mg/l)	< 0,3	1
Coliformes	(NMP/100ml)	< 50	100

Tabela 11. Limites para tratamento de água (RICHTER E NETTO, 2007)

Atributos	Aeração	Sedimentação simples	Filtração lenta	Coagulação filtração rápida	Correção dureza(14) e filtração rápida	Desinfecção (cloração)
Bactérias	0	++	++++	++++(1)	(+++)(2)	++++
Cor	0	0	++	++++	(++++)	0(13)
Turbidez	0	++	++++(3)	++++	(++++)	0
Odor e sabor	++++(4)	(+)	+++	(++)	(++)	++++(5-6)
Dureza	+	0	0	--(7)	++++	0
Corrosividade	+++ (8)					
	--- (9)	0	0	-- (10)	variável	0
Ferro e manganês	+++ (12)	+11	++++(11)	++++(11)	(++)	0(13)

Símbolos empregados: + Efeitos favoráveis – efeitos adversos.

Os símbolos entre parênteses indicam efeitos indiretos:

- | | |
|---|---|
| (1) Um pouco irregularmente. | (8) Pela remoção de gás carbônico. |
| (2) Tratamento com cal em excesso. | (9) Com adição de oxigênio. |
| (3) Sujam-se ou entopem muito depressa. | (10) A coagulação com sulfato de alumínio libera gás carbônico. |
| (4) Exceção para os sabores devidos a clorofenóis. | (11) Após aeração. |
| (5) Supercloração seguida de descloração. | (12) Aeração seguida de uma unidade separadora para deposição (N.A.). |
| (6) Cloração normal. | (13) Pode remover ferro e ter efeito sobre a cor (N.A.). |
| (7) A coagulação com sulfato de alumínio converte a dureza de carbonato em dureza de sulfato. | (14) Redução da dureza pelo processo da precipitação química (N.A.). |

Tabela 12. Principais efeitos dos processos de tratamento (RICHTER E NETTO, 2007)

Os padrões de potabilidade deverão ser consultados para outras características, ver Tabela 12.

Segundo RICHTER E NETTO, 2007, a cloração das águas deve ser prevista como medida de segurança, sobretudo para águas superficiais. Reduções substanciais da cor somente são obtidas pelo tratamento químico. Os processos de tratamento usualmente adotados compreendem:

- Instalação de desferrização: águas límpidas, bacteriologicamente boas, porém com teores excessivos de ferro;
- Filtros lentos: águas cuja cor mais turbidez, seja inferior a 50 ou 60;
- Tratamento químico (coagulação), floculação, decantação e filtração rápida: águas superficiais geralmente turvas e/ou coloridas;
- Superfiltros: águas superficiais coloridas, de turbidez abaixo de 200 U.J (pequenas instalações);

- Filtros de fluxo ascendente (clarificadores de contato, ou filtros russos): águas de turbidez baixa ou moderada, pouco contaminadas, de baixo teor de sólidos em suspensão;

3.4. ESCOLHA DO TIPO DE TRATAMENTO

Após a especificação da análise da água, escolheu-se o tipo de tratamento a ser feito. Foi apresentado o fornecimento e implantação de um Sistema de Tratamento da Água e Cloração, automático, de um poço raso de acumulação de água do lençol freático localizado no piso do subsolo do Centro de Aprimoramento Porto Alegre, com capacidade para 1,0m³/hora, para a remoção do excesso do teor de ferro, manganês e turbidez que se encontram acima do V.M.P. (valor máximo permitido) pela Portaria 2914/11, conforme mostram tabela 9 e tabela 10 levando se em conta as seguintes considerações:

- Considerando que, a referida água do lençol freático, será tratada e clorada para ser utilizada tão somente nas descargas dos vasos sanitários existentes, cuja rede se encontra totalmente segregada da tubulação que atende os pontos de uso, tais como, chuveiros, pias, lavatórios e consumo humano;

- Considerando que, o projeto do sistema foi dimensionado com base nos resultados apresentado no Relatório de Análises nº 175560/16-1 elaborado por laboratório em 26 de abril de 2016, conforme tabela 8.

Levando-se em conta todas as considerações acima, foi proposto um sistema de tratamento e desinfecção de água. O sistema de filtração e cloração tem por objetivo a remoção do excesso do teor de ferro, manganês, turbidez e retenção das partículas sólidas suspensas na água bruta do lençol freático para ser utilizada exclusivamente nas descargas dos vasos sanitários dos banheiros existentes no estabelecimento. Escolheu-se este tipo de sistema, pois o índice de turbidez da água encontrava-se muito elevado e o teor de ferro e manganês era o que manchava as louças sanitárias.

Os meios filtrantes do sistema são compostos à base de zeólitos naturais e sintéticos, tecnicamente selecionados, processados, esterilizados e ativados, a fim de se obter uma alta atividade catalítica. A remoção do ferro e/ou manganês, se dá através do processo de oxidação e/ou adsorção.

O preço certo e ajustado para o fornecimento e instalação do sistema entregue em perfeito funcionamento foi de R\$ 15.770,00 – (quinze mil, setecentos e setenta reais).

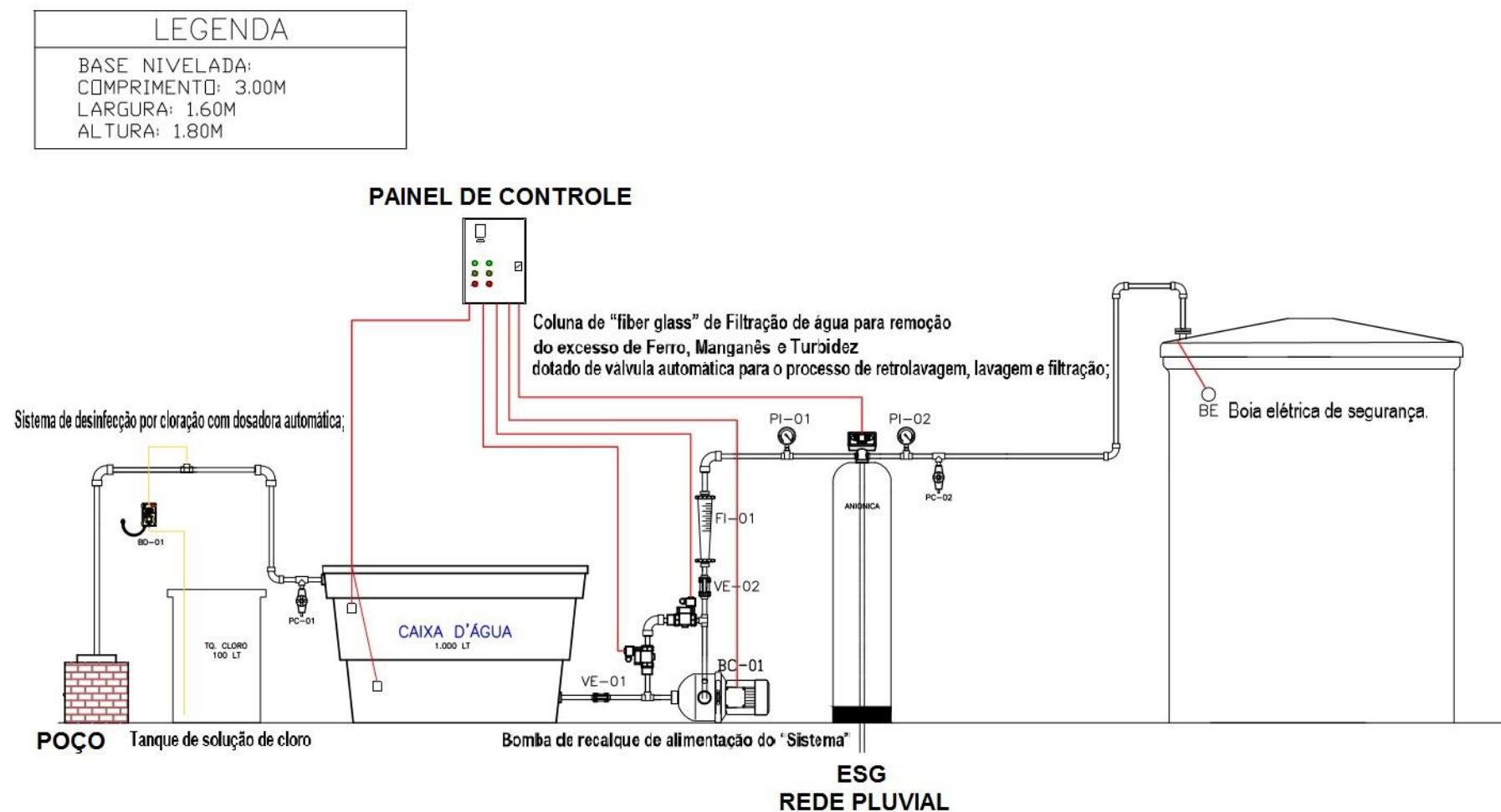


Figura 20 – Sistema de tratamento de água adotado.

4. APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

4.1. ANÁLISE DA VIABILIDADE ECONÔMICA

FÓRMULA DE CÁLCULO DO SERVIÇO DE ÁGUA:

1ª faixa - consumo mensal de até 20m³ de água:

$$PB \times (C/E) \times E \dots\dots\dots(\text{Equação 4})$$

2ª faixa - consumo mensal entre 21m³ e 1.000 m³:

$$[PB \times 0,2711 \times (C/E)^{1,43577}] \times E \dots\dots\dots(\text{Equação 5})$$

Obs.: quando o ramal de água atende apenas 1 economia, desconsidera-se a fração após a vírgula. Se o ramal atende várias economias, considera-se até 4 dígitos após a vírgula.

3ª faixa - consumo mensal acima de 1.000m³:

$$PB \times (C/E) \times 5,5 \times E \dots\dots\dots(\text{Equação 6})$$

Onde PB = preço básico (R\$/m³) = R\$ 3,03

C = consumo mensal de água (m³) = 33 m³ (Valor retirado da conta de água, figura 20, mês de referência outubro/2016)

E = número de economias = 0,745

O Centro de Aprimoramento Porto Alegre se encaixa na 2ª faixa, portanto:

$$[PB \times 0,2711 \times (C/E)^{1,43577}] \times E$$

$$[3,03 \times 0,2711 \times (33/0,745)^{1,43577}] \times 0,745$$

$$= \text{R\$ } 141,45 \text{ (Valor em reais do consumo de água)}$$

(DMAE, Departamento Municipal de Água e Esgotos)

Valores para cálculo do gasto com água das descargas:

70 pessoas/ dia + 350 pessoas no culto mensal

Seria então 70 pessoas x 6 dias na semana x 4 semanas no mês + 350 pessoas no culto mensal = 2030 pessoas por mês

Volume de descarga= 9 litros (Ver tabela 13)

Supondo que cada pessoa irá uma vez ao banheiro, tem-se:

2030 pessoas x 9 litros/descarga= 18.270 litros

O consumo de água por mês apenas em descargas nos banheiros será de 18.270 litros ou 18,27 m³.

Cálculo do serviço de água sem descargas:

$C = 33 - 18 = 15 \text{ m}^3$.

$[3,03 \times 0,2711 \times (15/0,745)^{1,43577}] \times 0,745$

= R\$ 45,59

Economia mensal = R\$ 141,45 – R\$ 45,59 = R\$ 95,86

Valor para implantação do sistema de reutilização de água = R\$15.770,00

$R\$ 15.770,00 / R\$ 95,86 = 164,51 \text{ meses} = 13,7 \text{ anos}$

Uso interno	Unidades	Valores médios
Gasto mensal	m ³ /mês/pessoa	4
Número de pessoas na casa	Pessoa	3,5
Descarga na bacia	Descarga/pessoa/dia	5
Volume de descarga	Litros/descarga	9
Vazamento de bacias sanitárias	Porcentagem	9
Frequência de banho	Banho/pessoa/dia	1
Duração do banho	Minutos	7,3
Vazão dos chuveiros	Litros/segundo	0,15
Uso da banheira	Banho/pessoa/dia	0,1
Volume de água da banheira	Litros/banhos	113
Máquina de lavar pratos	Carga/pessoas/dias	0,1
Volume de água da máquina de lavar pratos	Litros/ciclo	18
Máquina de lavar roupa	Carga/pessoa	0,37
Volume de água da máquina de lavar roupa	Litros/ciclo	108
Torneira da cozinha	Minuto/pessoa/dia	4
Vazão da torneira	Litros/segundo	0,15
Torneira de banheiro	Minuto/pessoa/dia	4
Vazão da torneira	Litros/segundo	0,15

Tabela 13. Demanda residencial de água potável na área interna (PLÍNIO TOMAZ, 2016)

Para os cálculos de viabilidade, utilizou-se o consumo (33m³ de água) e o valor em reais da conta, conforme figura 21.

DMAE PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO ALEGRE
DEPARTAMENTO MUNICIPAL DE AGUA E ESGOTOS
C.N.P.J 92.924.901/0001-98

CONTA AGUA/ESGOTO
SERVICO
V.2.9.2

Fone: 156

EMISSAO 21/10/2016		RAMAL 928.445	
AV BAGE PREDIO: 311 PAV.: 0 APTO.: 0 SN.:		MES OUT/16	
ECONO. CALCULO 001 NORMAL	CATEGORIA COMERCIAL	TAR. ST. RM. 2 ATIVO	TP. RM. GRP. AGT. REV. NORMAL 08 617 03
HIDROMETRO LEITURA ATUAL LEITURA ANTERIOR CONSUMO DO MES SOBRA CONSUMO	A12G081990 0001712 0001679 0000033 0000000	CONSUMO COBRADO No DIAS DE CONSUMO MEDIA 3 MESES MEDIA 6 MESES	0000033 29 0000018 0000019
ULTIMAS LEITURAS/CONSUMO REGISTRADOS		No. DA CONTA 16/365055430	
MES DT. LEITURA	CONSUMO AGT	LANCAMENTO 16/046266484	
09/16 22/09/16	1679 22 617		
08/16 19/08/16	1657 18 617		
07/16 20/07/16	1639 15 617		
06/16 22/06/16	1624 17 617		
05/16 20/05/16	1607 27 617		
04/16 19/04/16	1580 19 617		
TARIFAS		Esgoto cobrado sobre 26,40 M3 CMS: R\$ *12,13 FB POR M3 R\$ **3,4500	
MES PARC. ESPECIFICACAO	AGUA/SER	ESGOTO	JUROS C. MONET
10/16 AGUA ESG. CL	141,45	91,08	0,00 0,00
COMPOSICAO DA CONTA		VENCIMENTO	
VALOR NOMINAL	232,53	08/11/16	
MULTA 2%	0,00		
JUROS S. DEBITO	0,00		
CORR. MONET.	0,00		
DESP. ADMIN.	0,00	VALOR TOTAL EM REAIS *****232,53	
MENSAGENS			
DMAE ALERTA: COBRANCA DE SERVICOS E FEITA SOMENTE NA CONTA DE AGUA. NA DUVIDA, LIGUE 156 PORTARIA 2914/11: COR= 2,0 PH= 6,4 CLORO LIVRE= 0,4 CLORO TOTAL= 2,1 FLUOR= 0,7 TURBIDEZ= 0,7			

V.2.9.2

DMAE COMPROVANTE DO DMAE NAO RECEBER APOS: 25/01/17

No. DA CONTA 16/365055430	RAMAL 928.445
DATA DE VENCIMENTO 08/11/16	VALOR TOTAL EM REAIS *****

Figura 21. Conta de água do Centro de Aprimoramento Porto Alegre do mês de outubro/2016.

O tamanho dos reservatórios é definido levando-se em conta a previsão de consumo, a superfície de captação e o período máximo de estiagem previsto para a região.

O tempo necessário para se obter um retorno econômico do investimento se apresentou muito extenso (13,7 anos), tornando a proposta economicamente inviável.

Apesar dessa consideração, o valor agregado em aspectos ecológicos e sustentáveis são de grande valor nos dias de hoje, fazendo com que a proposta seja considerada viável apesar do seu retorno financeiro em longo prazo.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

5.1. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A proposta de reutilização da água subterrânea do empreendimento centro de aprimoramento de Porto Alegre foi viabilizada através do estudo detalhado da bibliografia disponível e da aplicação das normas técnicas vigentes.

A solução do problema foi alcançada atendendo aos critérios técnicos exigidos para a filtração e reuso da água subterrânea. O tempo necessário para se obter um retorno econômico do investimento se apresentou muito extenso, de modo que a proposta pode ser considerada economicamente inviável.

Apesar dessa consideração, o valor agregado em aspectos ecológicos e sustentáveis são de grande valor nos dias de hoje, fazendo com que a proposta possa ser considerada viável apesar do seu retorno financeiro em longo prazo.

A análise deste estudo não faz referência a análises de manutenção que porventura deveriam ser realizadas.

5.2. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Sugere-se, abaixo, proposições para novos trabalhos relacionados ao presente estudo:

Estudo da viabilidade econômica e técnica da reutilização das águas pluviais no empreendimento centro de aprimoramento de Porto Alegre.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, M. **Crise de abastecimento de água pode chegar ao Rio Grande do Sul**; Jornal NH. Disponível em <http://www.jornalnh.com.br/_conteudo/2015/01/noticias/regiao/123971-crise-do-abastecimento-de-agua-pode-chegar-ao-rio-grande-do-sul.html>.

Acesso em 16 de abril de 2016.

ARAÚJO, S. C. de S.; SALLES, P. S. B. de A.; SAITO, C. H. **Modelos qualitativos baseados na dinâmica do oxigênio dissolvido, para avaliação das águas em bacias hidrográficas**. Desenvolvimento tecnológico e metodológico para medição entre usuários e comitês de bacia hidrográfica. Brasília: Departamento de Ecologia. Editora da UNB, 2004. p.9-24

BENEFIEL, L. D. and MORGAN, J. S., **Chemical Precipitation. Water Quality and Treatment**. 1990.

BERNARDO, L. D. **Tratamento de água para abastecimento por filtração direta**. São Carlos, SP, 2003.

CARLSON, K.H.; KNOCKE W.R.; GERTIG, K.R. **Optimizing treatment through Fe and Mn fractionation. *Journal AWWA***, 1997. v.89, n.4, p.162-171.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem**. São Paulo, 2008.

CHAPMAN, D. **Water quality assessments**. Cambridge, 1996.

COMUSA, **Tratamento de água.** Disponível em: <<http://www.comusa.rs.gov.br/index.php/saneamento/tratamentoagua>> Acesso em: 22/02/2016

DI BERNARDO, L. ***Métodos e técnicas de tratamento de água.*** 1993. Rio de Janeiro, ABES, 2v.

FONTENELE, R.E.S. **Proposta Metodológica para Implantação do Sistema de Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos no Estado do Ceará.** Revista Econômica do Nordeste, Fortaleza: v. 30, n.º 3, p. 296-315, jul-set 1999.

FUNGARO D. A. e GRACIANO J. E. A. **Adsorção de zinco em água por compósitos zeólita - óxido de ferro.** Universidade Estadual de Maringá, 2006.

FRESENIUS, W. et al; **“Water Analysis; a practical guide to physico-chemical, chemical and microbiological water examination and quality assurance”.** Berlin; Springer-Verlag; 1988.

GALVÍN, R.M. **Occurrence of metals in waters: an overview.** 1996. *Water AS*, v.22, n.1, p.7-18.

GOMES, H. P. **Sistemas de Abastecimento de Água: Dimensionamento Econômico e Operação de Redes Elevatórias.** João Pessoa, UFPB, 2009.

JORDÃO, C. P.; RIBEIRO, P. R. da S; MATOS, A. T. de; FERNANDES, R. B. A. **Contaminação Aquática da bacia do rio Turvo Limpo, no estado de Minas Gerais, Brasil.** *Jornal da Sociedade Brasileira de Química*, v. 18, n. 1, p.116 - 125, 2007.

JUNIOR, L. A. C. A. e FRIES, M.; **Vulnerabilidade dos aquíferos no município de Caçapava do Sul – RS Usando a metodologia GOD**. Rio Grande do Sul, Unipampa, 2015

LAURER, W. C. et al; **“Denver’s Potable Water Reuse Project. Current status”**. In: *Water Reuse Symposium*, 3, 1984. San Diego, California, Proceedings, 1984.

LORA, E. E. S., **Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte**. Rio de Janeiro: Interciência 2. ed., 2002.

MANCUSO, P. C. S. E SANTOS, H. F. **Reúso de Água**. São Paulo, USP, 2003

MATOS, A. T. de. **Práticas de qualidade do meio físico e ambiental**. Viçosa: AEAGRI, 2004. 64 p. (Série Caderno Didático n. 34).

METCALF e EDDY, INC, **Wastewater engineering: treatment and reuse**, 4th. ed. – New York: McGraw-Hill, 2003.

MICHALAKOS, G.D. et al. **Removal of iron from potable water using a trickling filter**. *Water Research*, 1997. v.31, n.5, p.991-996.

MIERZWA, J. C., **Água na indústria: uso racional e reúso**, São Paulo: Oficina dos Textos, 2005.

MORUZZI, R. B. e REALI, M. A. P.; **Oxidação e remoção de ferro e manganês em águas para fins de abastecimento público ou industrial – Uma abordagem geral**. *Revista de Engenharia e Tecnologia*, V. 4, No . 1, Abr/2012.

O'CONNOR, J.T. **Iron and manganese**. In: AWWA. *Water quality and treatment. A Handbook of Public Water Supplies*. 3. ed. 1971. Cap.11, p.378-396.

PEREIRA, R. S. **Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos**. Revista Eletrônica de Recursos Hídricos, v. 1, n. 1, p. 20 - 36, 2004. SAEG (Sistema para Análises Estatísticas), Versão 9.1. Viçosa: Fundação Arthur Bernardes, 2007.

PORTO, A. A. C. e TORRES, C. M. **Preservação da água: responsabilidade estatal ou social?** Maio/2014.

RICHTER, C.A.; AZEVEDO NETTO, J.M. de. *Tratamento de água: tecnologia atualizada*. 1991. São Paulo, Edgard Blücher.

RICHTER, C. A. E NETTO, J. M. A. **Tratamento de Água**. São Paulo, SP, 2007.

SINDUSCON. **Conservação e reuso de água em edificações**. São Paulo. Prol Editora Gráfica, 2005.

SNOEYINK, V.L.; JENKINS, D. **Water chemistry**. 1980. New York, John Wiley & Sons.

STEVENSON, D. G. **Water Treatment Unit Processes**. Consultant, Newbury, UK, 1999.

TEBBUTT, T. H. Y. **Principles of water quality control**, 1992. Oxford; Pergamon.

TSUTIYA, M. T; **Abastecimento de água**. São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2006.

VICTORINO, C. J. A.; **Planeta água morrendo de sede**. Porto Alegre, EDIPUCRS, 2007.

WALDE, D.H.G. **Geologia do manganês**. In: *Principais depósitos minerais do Brasil*. 1985. v.2, Cap. 10, p.123-126.

WONG, J.M. **Chlorination-filtration for iron and manganese removal**. In: *Journal AWWA. Research & Technology*, 1984. p.76-79