

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL**

**REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* POR MEIO
DA FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE EM AREIA:
AVALIAÇÃO EM ESCALA PILOTO.**

MARCELY FERREIRA NASCIMENTO

ORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO

CO-ORIENTADORA: YOVANKA PÉRES GINORIS

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF: DEZEMBRO - 2009

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL**

**REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* POR MEIO DA
FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE EM AREIA: AVALIAÇÃO EM
ESCALA PILOTO.**

MARCELY FERREIRA NASCIMENTO

**DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE
ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE
TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU
DE MESTRE EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS
HÍDRICOS.**

APROVADA POR:

**Prof^a Cristina Célia Silveira Brandão - PhD (ENC-UnB)
(Orientadora)**

**Prof^a Ariuska Karla Barbosa Amorim - DSc (ENC/UnB)
(Examinador Interno)**

**Daniel Adolpho Cerqueira - DSc (EE/UFMG)
(Examinador Externo)**

BRASÍLIA/DF, 21 DE DEZEMBRO DE 2009.

FICHA CATALOGRÁFICA

NASCIMENTO, MARCELY FERREIRA

Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da Filtração Direta Ascendente em areia: avaliação em escala piloto. [Distrito Federal] 2009. xvii, 149p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2009). Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Filtração Direta Ascendente

2. Contagem de partículas

3. Oocistos de *Cryptosporidium*

4. Método 1623

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

NASCIMENTO, M.F. (2009). Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da Filtração Direta Ascendente em areia: avaliação em escala piloto. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 149p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Marceley Ferreira Nascimento

TÍTULO: Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da Filtração Direta Ascendente em areia: avaliação em escala piloto.

GRAU: Mestre ANO: 2009

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Marceley Ferreira Nascimento
UnB Colina, Bloco K, Apto. 306.
70910-900, Brasília, DF – Brasil.

AGRADECIMENTOS

A toda minha família pelo incentivo e apoio durante a realização deste trabalho. Em especial a minha avó Maria Rosália e minha mãe Marila pela confiança e estímulo constante em todos os momentos de minha vida.

À Professora Cristina Brandão pela orientação, pelos conhecimentos repassados e pelo incentivo. À Yovanka Ginoris pela co-orientação, ajuda nos experimentos e durante o desenvolvimento da dissertação, pela amizade e apoio. À Rosely Rios pela colaboração fundamental para o desenvolvimento do trabalho na detecção dos microrganismos. Ao Professor Daniel Cerqueira pelas fundamentais críticas e sugestões feitas na defesa da dissertação.

Aos amigos do laboratório: Boy, Júnior, Carol, Rogério, Jaqueline pelo companheirismo, apoio e pelo maravilhoso clima de trabalho. O meu especial agradecimento a amiga Marcilene pela imprescindível ajuda em todos os momentos: madrugadas no laboratório, disposição nos dias de experimento, momentos de desânimo. Agradeço também pelas injeções de ânimo e risadas. MUITO OBRIGADA!

Aos funcionários do laboratório de Processo de Fabricação do Departamento de Engenharia Mecânica pela confecção das peças do filtro. Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará - Campus Conceição do Araguaia representado pelo diretor geral Rui Chaves pela concessão de “afastamento” para continuação do mestrado.

Ao CNPQ pela bolsa de estudo concedida. Ao Professor Rafael Bastos da UFV pela cessão do contador de partículas para realização do trabalho e ao Engenheiro Luis Eduardo do Nascimento pelo apoio na montagem e utilização do contador de partículas.

Aos meus “tios postiços” Valmiro Oliveira e Inês Oliveira pela grande ajuda no começo dessa caminhada, por me acolherem e me incentivarem. Ao meu amigo Bruno Freitas pelo incentivo, apoio e carinho. Muito obrigada por acreditar em mim, pelo ombro amigo, pelas conversas animadoras, pelos conselhos nas horas de desespero e desânimo. Agradeço também pela sempre disposição em ajudar na realização dos experimentos quando era necessário e pelas contribuições técnicas.

Às amigas de todas as horas: Melissa, Dayany, Amanda e Alessandra pela valiosa amizade, carinho e apoio emocional. Às minhas amigas de graduação Jaqueline Sarmiento e Hellen Pereira que mesmo longe sempre torceram por mim e fazem parte da minha vida.

Aos colegas da turma de mestrado pela amizade e companheirismo e a todos os colegas do PTARH pelos momentos de descontração.

Ao meu namorado Giliard pelo apoio e companheirismo durante a fase final desta caminhada. Obrigada pelo amor e por fazer meus dias mais felizes.

A todos vocês, minha eterna gratidão.

Dedicado ao meu avô Manuel (*in memoriam*),
minhas amadas avó e mãe,
Maria Rosália e Marila.

RESUMO

REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* POR MEIO DA FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE EM AREIA: AVALIAÇÃO EM ESCALA PILOTO.

Autor: Marcelly Ferreira Nascimento

Orientadora: Cristina Celia Silveira Brandão

Co-Orientadora: Yovanka Pérez Ginoris

Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, Dezembro de 2009.

Dentre as doenças de veiculação hídrica que vêm recebendo maior atenção nos últimos anos, destaca-se a Criptosporidiose que é causada pelo protozoário *Cryptosporidium*. Os oocistos de *Cryptosporidium* são resistentes ao estresse ambiental e à inativação por cloro e, devido ao seu tamanho, têm facilidade para passar através do processo de tratamento físico de água. Nesse contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* por meio da filtração direta ascendente em areia. Os experimentos de filtração direta ascendente, em escala piloto, foram realizados com água proveniente do Lago Paranoá inoculada com oocistos de *Cryptosporidium parvum* de modo a se obter concentração da ordem de 10^3 ooc./L na água de estudo. A taxa de filtração adotada foi de $120\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Em nove experimentos de filtração a água de estudo apresentava valores baixos de turbidez (2,7 a 4,8 UT) e em três experimentos a turbidez era de cerca de 30 UT. Os resultados revelaram que a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* no início do experimento de filtração foi, em média, 0,5 log menor que no período de funcionamento estável, em que a remoção média de oocistos de *Cryptosporidium parvum* foi de 3,5 log. Os valores de turbidez na água filtrada foram inferiores ao limite de 0,5 UT recomendado na legislação brasileira, Portaria MS No. 518/2004, e também inferiores ao limite da legislação americana (0,3 UT), exceto nos experimentos com turbidez mais elevada. A concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água de lavagem do filtro confirmou o elevado risco de contaminação microbiológica desse resíduo. O tratamento estatístico dos dados indicou que na água filtrada não houve correlação significativa entre a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e os parâmetros turbidez, coliformes totais e *E.coli*. Correlação fraca foi observada entre oocistos de *Cryptosporidium parvum* e contagem de partículas nas faixas de tamanho do oocisto de *Cryptosporidium*. Os resultados revelam que os filtros rápidos ascendentes apresentam eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* similares aos filtros rápidos descendentes.

ABSTRACT

***CRYPTOSPORIDIUM* OOCYSTS REMOVAL BY UP FLOW DIRECT SAND FILTRATION: PILOT SCALE ASSESSMENT.**

Author: Marcelly Ferreira Nascimento

Supervisor: Cristina Celia Silveira Brandão

Co-Supervisor: Yovanka Pérez Ginoris

Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, December 2009.

Among the waterborne diseases that have received increased attention in recent years stands out Cryptosporidiosis, which is caused by the parasite protozoan *Cryptosporidium*. *Cryptosporidium* oocysts are resistant to environmental stress and inactivation by chlorine and, due to their size, may pass through the physical treatment processes of water. In this context, this study aimed to evaluate the removal of *Cryptosporidium* oocysts by up flow direct sand filtration. The experiments in pilot scale were carried out with Paranoá lake water spiked with *Cryptosporidium parvum* oocysts in order to obtain concentration of about 10^3 ooc./L in the study water. The filtration rate adopted was $120\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$. In nine experiments the study water presented low levels of turbidity (2.7 to 4.8 NTU) and in three experiments the turbidity was of around 30 NTU. The results showed that the removal efficiency of *Cryptosporidium parvum* oocysts in the early stages of the filtration experiments was, in average 0.5 log lower than during filtration steady state where the average removal of *Cryptosporidium parvum* oocysts was 3.5 log. The values of turbidity in filtered water were below the limit of 0.5 NTU recommended by UT Brazilian Health Authority, Decree MS No. 518/2004, and also below the limit set by U.S. legislation (0.3 NTU), except in experiments with study water with higher turbidity. The concentration of *Cryptosporidium parvum* oocysts in the filter backwash water confirmed the high risk of microbiological contamination of the this waste. Statistical analysis indicated that there was no significant correlation between the concentration of *Cryptosporidium parvum* oocysts and characteristics such as turbidity, total coliform and *E.coli* in the filtered water. Weak correlation was found between *Cryptosporidium parvum* oocysts and particle counting in size range of *Cryptosporidium* oocyst. The results suggest that up flow direct filtration has similar removal efficiency of *Cryptosporidium* oocysts when compared with down flow filtration.

SUMÁRIO

| | |
|--|-----------|
| 1 - INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 2 - OBJETIVOS..... | 3 |
| 2.1 - OBJETIVO GERAL..... | 3 |
| 2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS | 3 |
| 3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA..... | 4 |
| 3.1 - <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> | 4 |
| 3.1.1 - Breve histórico | 4 |
| 3.1.2 - Taxonomia | 5 |
| 3.1.3 - Ciclo de vida | 7 |
| 3.1.4 - Criptosporidiose | 8 |
| 3.2 - OCORRÊNCIA DE OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> | 10 |
| 3.3 - DETECÇÃO DOS OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> NA ÁGUA | 13 |
| 3.4 - NORMAS E LIMITES PARA OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO | 18 |
| 3.4.1 - Legislação Brasileira | 19 |
| 3.4.2 - Legislação Americana | 20 |
| 3.4.3 - Legislação no Reino Unido | 26 |
| 3.5 - FILTRAÇÃO..... | 28 |
| 3.5.1 - Aspectos gerais | 28 |
| 3.5.2 - Mecanismos da filtração | 30 |
| 3.5.3 - Filtração direta | 32 |
| 3.6 - REMOÇÃO DE OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> | 36 |
| 3.6.1 - Influência das condições de coagulação na remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> | 36 |
| 3.6.2 - Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em sistemas de filtração rápida.. | 40 |
| 3.6.3 - Indicadores da remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em processos de tratamento de água | 44 |
| 4 - METODOLOGIA..... | 50 |
| 4.1 - CONSIDERAÇÕES GERAIS..... | 50 |
| 4.2 - ETAPA I: EXPERIMENTO EM ESCALA DE BANCADA | 51 |
| 4.3 - ETAPA II: EXPERIMENTO EM ESCALA PILOTO | 53 |

| | |
|--|-----------|
| 4.3.1 - Descrição geral da instalação piloto de filtração direta ascendente | 53 |
| 4.3.2 - Concepção, dimensionamento e montagem da instalação piloto | 56 |
| 4.3.3 - Descrição detalhada das unidades componentes da instalação piloto..... | 58 |
| 4.3.3.1 - Unidade de Mistura Rápida..... | 58 |
| 4.3.3.2 - Filtro direto ascendente | 59 |
| 4.4 - DESENVOLVIMENTO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO | 62 |
| 4.5 - AMOSTRAGEM E PARÂMETROS MONITORADOS DURANTE OS EXPERIMENTOS..... | 64 |
| 4.6 - TRATAMENTO DOS DADOS – ANÁLISE ESTATÍSTICA | 69 |
| 5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO | 71 |
| 5.1 - ESCALA DE BANCADA – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO | 71 |
| 5.2 - EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE | 73 |
| 5.2.1 - Caracterização da água do Lago Paranoá | 73 |
| 5.2.2 - Resumo dos experimentos de filtração direta ascendente | 74 |
| 5.2.3 - Parâmetros monitorados | 75 |
| 5.2.3.1 - Perda de carga | 75 |
| 5.2.3.2 - Clorofila-a e Absorbância UV 254 nm (AUV 254)..... | 78 |
| 5.2.3.3 - Coliformes totais e <i>E.coli</i> | 80 |
| 5.2.3.4 - Turbidez | 82 |
| 5.2.3.5 - Oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> | 85 |
| 5.2.3.6 - Contagem de partículas | 92 |
| 5.2.4 - Análise de correlação entre oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i>, turbidez e contagem de partículas..... | 98 |
| 6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES | 102 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 105 |
| APÊNDICES | 118 |
| APÊNDICE A – MÉTODO 1623 PARA DETECÇÃO DE OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> | 119 |
| APÊNDICE B – COMPOSIÇÃO E CURVA GRANULOMÉTRICA DO MEIO FILTRANTE | 126 |
| APÊNDICE C – PROJETO DO FILTRO DIRETO ASCENDENTE | 127 |
| APÊNDICE D – TESTE COM TRAÇADOR PARA DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO DO FILTRO DIRETO ASCENDENTE..... | 128 |

| | |
|--|-----|
| APÊNDICE E - DIMENSIONAMENTO DA VELOCIDADE DE FLUIDIFICAÇÃO E EXPANSÃO DO MEIO FILTRANTE | 130 |
|--|-----|

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 3.1 – Recentes ocorrências de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. no Brasil e no mundo. | 11 |
| Tabela 3.2 – Cronologia de criação de regulamentos pela USEPA. | 22 |
| Tabela 3.3 – Créditos de eficiência de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> atribuídos pelo LT2ESWTR às tecnologias de tratamento por filtração (USEPA, 2006). | 24 |
| Tabela 3.4 – Classificação e exigência de tratamento requerido para sistema de filtração – Adaptado de USEPA (2005a)..... | 25 |
| Tabela 3.5 - Componentes “ <i>toolbox</i> ” para serem usados em adição ao tratamento existente– Adaptado de USEPA (2005a). | 26 |
| Tabela 3.6 - Testes microbiológicos não incluídos nos padrões de água potável- Adaptado de <i>Health Protection Agency</i> (2007). | 27 |
| Tabela 3.7 – Valores para parâmetros de qualidade da água bruta para filtração direta ascendente (adaptado de Di Bernardo <i>et al.</i> , 2003)..... | 36 |
| Tabela 4.1 – Tamanho dos grãos e espessura da camada suporte no filtro piloto (Di Bernardo <i>et al.</i> , 2003). | 60 |
| Tabela 4.2 – Equipamentos e métodos utilizados para determinação dos parâmetros de qualidade da água | 65 |
| Tabela 4.3 – Síntese das amostras coletadas para determinação de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e condições dos experimentos. | 66 |
| Tabela 5.1 – Caracterização da água bruta utilizada nos experimentos de filtração. | 73 |
| Tabela 5.2 – Resumo dos experimentos de filtração direta ascendente. | 74 |
| Tabela 5.3 – Concentrações de Coliformes totais nas amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de filtração direta ascendente. | 81 |
| Tabela 5.4 – Concentrações de <i>E.coli</i> nas amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de filtração direta ascendente. | 81 |
| Tabela 5.5 – Turbidez da água bruta (valores médios) e residual nos experimentos de filtração direta ascendente. | 83 |
| Tabela 5.6 – Log de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> e turbidez nos experimentos de filtração direta ascendente. | 88 |

| | |
|--|-----|
| Tabela 5.7 –Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> nos experimentos com água de lavagem do filtro | 89 |
| Tabela 5.8 – Média dos intervalos de número de partículas monitorados em amostras de água bruta e água filtrada no experimentos de filtração direta ascendente. | 93 |
| Tabela 5.9 –Correlação de Spearman (a 95% de confiança) entre os valores de turbidez, concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> e faixas de tamanho de partículas. | 98 |
| Tabela 5.10 – Correlação de Spearman (a 95% de confiança) entre concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> e dos parâmetros coliformes totais e <i>E.coli</i> | 100 |
| Tabela 5.11 – Correlação de Spearman (a 95% de confiança) de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , de turbidez e de contagem de partículas (log)..... | 101 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 3.1 – Imagem de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (USEPA, 2008). | 7 |
| Figura 3.2 - Diagrama esquemático do Método 1623 para detecção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em amostras de água. | 16 |
| Figura 3.3 – Mecanismos de transporte de partículas na filtração (Ives, 1969). | 30 |
| Figura 3.4 – Configuração dos sistemas de filtração direta. (a) filtração direta ascendente, (b) filtração direta descendente, com e sem pré-floculação, (c) dupla filtração (Di Bernardo <i>et al.</i> , 2003). | 33 |
| Figura 3.5 – Configuração de um filtro ascendente – Adaptado de Di Bernardo <i>et al.</i> (2003). | 35 |
| Figura 3.6 – Efeito do pH no potencial zeta (a) com uso de alumínio como coagulante, (b) com uso do ferro como coagulante (Bustamante <i>et al.</i> , 2001). | 38 |
| Figura 4.1 – Lago Paranoá, Brasília, DF (Google Earth, 2009). | 50 |
| Figura 4.2 – Equipamento para teste de jarros adaptados para filtração direta. | 51 |
| Figura 4.3 – Esquema do filtro de laboratório de areia e suas especificações (Fernandes, 2007). | 52 |
| Figura 4.4 – Vistas da instalação piloto: (a) Parte da instalação no interior do LAA; (b) Parte da instalação piloto na parte externa do LAA; (c) Parte da instalação piloto na parte externa do LAA com sistema de lavagem montado. | 55 |
| Figura 4.5 – Arranjo geral da instalação piloto utilizada nos experimentos de filtração direta ascendente | 55 |
| Figura 4.6 – Unidade de mistura rápida (Fernandes, 2007). | 58 |
| Figura 4.7 – coluna de filtração: (a) Vista geral da coluna de filtração, (b) Detalhe da câmara de carga, (c) Arranjo da tubulação de entrada de água coagulada e água de lavagem. | 60 |
| Figura 4.8 – Detalhe do filtro ascendente da instalação piloto. | 61 |
| Figura 4.9 – Conjunto de equipamentos para contagem de partículas. | 67 |
| Figura 4.10 – Ilustração do esquema de alimentação do contador de partículas. | 69 |
| Figura 5.1 – Diagrama de coagulação da água do Lago Paranoá (Turbidez = 4,9 UT, pH = 6,02), utilizando sulfato de alumínio anidro como coagulante. | 72 |

| | |
|--|----|
| Figura 5.2 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta ascendente realizados em condições de baixa turbidez (3,20 a 5,70 UT)..... | 76 |
| Figura 5.3 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta ascendente realizados em condições de turbidez mais elevada (27,6 a 30,2 UT)..... | 76 |
| Figura 5.4 – Perda de carga ao longo do meio filtrante (camadas 1 a 5) e camada suporte (camadas 6 a 10) nos experimentos de filtração direta ascendente. | 77 |
| Figura 5.5 – Concentração de Clorofila-a nas amostras de água bruta e filtrada. | 79 |
| Figura 5.6 – Valores de Absorbância a 254 nm nas amostras analisadas. | 80 |
| Figura 5.7 – Turbidez em amostras de água filtrada durante o período de amadurecimento do filtro (AFA) e durante a operação regular do filtro (AFF). | 84 |
| Figura 5.8 – Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em amostras de água bruta e filtrada nos experimentos de filtração direta ascendente..... | 86 |
| Figura 5.9 – Remoções de turbidez e oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> : (a) Amostras de água filtrada referentes ao período de amadurecimento (AFA); (b) Amostras de água filtrada referentes ao período de operação regular do filtro (AFF). | 90 |
| Figura 5.10 – Remoções de coliformes totais, <i>E.coli</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> nas amostras de água filtrada durante o período de amadurecimento do filtro. | 91 |
| Figura 5.11 – Remoções de coliformes totais, <i>E.coli</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> nas amostras de água filtrada durante o período de operação regular do filtro. | 92 |
| Figura 5.12 – Contagem de partículas: (a) e (c) água bruta e água filtrada, respectivamente, no experimento E6 com baixa turbidez; (b) e (d) água bruta e água filtrada, respectivamente, no experimento E8 com turbidez mais elevada. | 94 |
| Figura 5.13 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E5 | 95 |
| Figura 5.14 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E6 | 95 |
| Figura 5.15 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E7 | 95 |
| Figura 5.16 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E8 | 95 |
| Figura 5.17 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E9 | 96 |
| Figura 5.18 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E10 | 96 |

| | |
|--|----|
| Figura 5.19 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E11 | 96 |
| Figura 5.20 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E12 | 96 |
| Figura 5.21 – Log de remoção de turbidez, oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> e faixa de tamanho de partículas. | 97 |

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES.

- AB - Água bruta
- AF - Água filtrada
- AFA - Água filtrada referente ao período de amadurecimento
- AFF - Água filtrada do final do experiemnto
- AIDS - Síndrome da Imunodeficiência Adquirida
- AL - Água de lavagem
- Al₂(SO₄) - Sulfato de alumínio
- ASTM - *American Society for Testing and Materials*
- Cm - Centímetro
- CVQACH - Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
- d - Dia
- d₁₀ - Tamanho efetivo da areia
- DAPI - 4'6-Diamidino-2-fenilindol
- DBPR - *Disinfectants and Disinfection Byproduct Rule*
- DIC - Contraste de Interferência Diferencial
- DMR - Dispositivo de mistura rápida
- DWI - *Drinking Water Inspectorate*
- E. coli* - *Escherichia coli*
- ETA - Estação de Tratamento de Água
- ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
- FITC - Isotiocianato de fluoresceína
- FUNASA - Fundação Nacional de Saúde
- G - Gradiente de velocidade
- g - Grama
- Gmr - Gradiente de mistura rápida
- h - Hora
- HCl - Ácido clorídrico
- HIV - *Human Immunodeficiency Virus* (Vírus da Imunodeficiência Humana)
- ICR - *Information Collection Rule*
- IESWTR - *Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule*
- IESWTR - *Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule*

- IMS - *Immunomagnetic Separation* (Separação Imunomagnética)
- L - Litro
- LAA - Laboratório de Análise de Água
- LAA - Laboratório de Análise de Água
- Log - Logaritmo de Base 10
- LT1ESWTR - *Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule*
- LT2ESWTR - *Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule*
- m - Metro
- m² - Metro quadrado
- m³ - Metro cúbico
- MCLG - *Maximum Contaminant Level Goal*
- MCLG - *Maximum Contaminant Level Goal*
- mg - Miligrama
- min - Minuto
- mL - Mililitro
- mm - Milímetro
- NaCl - Cloreto de sódio
- NaHCO₃ - bicarbonato de sódio
- NaOH - Hidróxido de sódio
- NMP - Número Mais Provável
- NPDWR - *National Primary Drinking Water Regulation*
- OMS - Organização Mundial da Saúde
- ONPG-MUG - Método do Substrato Cromogênico
- ooc - Oocisto
- PBS - *Phosphate Buffered Saline* (Solução Tampão de Fosfato)
- PBSF - Phosphate Buffer Solution Tween
- PBST - Solução Tampão de Fosfato mais Tween
- PCR - Reação Polimerase em Cadeia
- pH - Potencial hidrogeniônico
- PTARH - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
- SDWA - *Safe Drinking Water Act*
- SVS - Secretaria de Vigilância em Saúde
- t_d - Tempo de Detenção

Tf - taxa de filtração
UnB - Universidade de Brasília
USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
UT - Unidade de Turbidez
°C - Graus Celsius
µm - Micrômetro

1 - INTRODUÇÃO

A ausência ou deficiência de serviços de saneamento em diferentes regiões brasileiras ainda representa um risco à saúde pública. Esse problema se intensifica com o aumento populacional nos centros urbanos, a industrialização e a ocupação do solo de forma acelerada, provocando deterioração dos recursos hídricos e aumentando o risco de doenças de veiculação hídrica.

Dentre as doenças de veiculação hídrica que vêm recebendo maior atenção por parte de pesquisadores nos últimos anos, destaca-se a Criptosporidiose que é causada pela infecção do trato gastrointestinal de animais e humanos pelo protozoário *Cryptosporidium*.

O *Cryptosporidium* é tipicamente encontrado no meio ambiente na forma de oocistos. Esses oocistos são esféricos e compostos por esporozoítos protegidos por uma parede grossa. Essa resistente parede dos oocistos fornece forte proteção contra as mais rigorosas condições ambientais, incluindo a proteção ao tratamento químico como cloração.

Uma das principais vias de transmissão do *Cryptosporidium* é a água, seja pelo uso de água superficial não tratada, por sistemas de distribuição contaminados ou pelo tratamento inadequado, representando atualmente um dos mais importantes patógenos emergentes que ameaçam a segurança da qualidade da água para consumo humano. O amplo potencial de infecção de grande número de pessoas via abastecimento de água para consumo humano mostra a importância da preocupação com a passagem deste parasita pelos processos de tratamento de água.

Como os oocistos de *Cryptosporidium* são capazes de sobreviver sob as mais variadas condições ambientais, sendo resistentes ao estresse ambiental, altamente resistentes à inativação por cloro e, devido ao seu tamanho que proporciona facilidade para passar através do processo de tratamento físico de água, o conceito de múltiplas barreiras é sempre evocado na concepção de sistemas e estações de tratamento de água para consumo humano. Somente por meio da aplicação desse conceito, desde o manancial até o ponto de consumo é que se minimiza os riscos à saúde pública com relação à patógenos transmitidos pela água, particularmente em relação àqueles mais resistentes, como o *Cryptosporidium*.

Nesse contexto, apesar do desenvolvimento de tecnologias de desinfecção capazes de alcançar níveis razoáveis de inativação de oocistos de *Cryptosporidium*, as tecnologias físico-químicas tradicionais continuam sendo importantes ferramentas para se obter níveis desejáveis de remoção desse microrganismo. Embora o conceito de múltiplas barreiras sugira que o processo de tratamento convencional em ciclo completo seja o mais indicado para remoção de oocistos, os tratamentos não-convencionais, baseados na filtração direta, devem ser estudados tendo em vista que essa alternativa vem sendo cada vez mais utilizadas no Brasil em função dos menores custos de implantação e operação.

Os estudos sobre remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio de filtração direta sugerem que, garantindo uma coagulação eficiente, elevadas eficiências de remoção (> 3,0 log) podem ser obtidas. Entretanto, os estudos com essa tecnologia ainda são poucos e predominam, vastamente, a avaliação da filtração direta descendente.

Considerando a carência de estudos, as características da filtração direta ascendente, e a popularização dessa tecnologia, o presente estudo avalia a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* pelo processo de filtração direta ascendente por meio de experimentos em escala piloto.

2 - OBJETIVOS

2.1 - OBJETIVO GERAL

O trabalho proposto tem como objetivo geral avaliar, em escala piloto, a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* por meio da filtração direta ascendente.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

O referido trabalho tem como objetivos específicos:

- Avaliar a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* pela filtração direta ascendente;
- Avaliar a influência do aumento da turbidez da água bruta na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* por filtração direta ascendente;
- Avaliar a correlação entre a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* com a turbidez, contagem de partículas e coliformes na água produzida;
- Avaliar a correlação entre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* com remoção de turbidez, de partículas e de coliformes no processo de filtração direta ascendente.
- Avaliar o uso da contagem de partícula como indicador de risco de traspasse de oocistos de *Cryptosporidium parvum*.
- Avaliar a influência do período de amadurecimento do filtro na remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

3 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 - *CRYPTOSPORIDIUM*

3.1.1 - Breve histórico

Cryptosporidium é um protozoário entérico que infecta o trato gastrointestinal de animais e humanos causando Criptosporidiose. Este protozoário foi identificado em 1907 por Ernest Edward Tyzzer que, em 1910, propôs *Cryptosporidium* como um novo gênero e *Cryptosporidium muris* como uma espécie tipo e, em 1912, descreveu a nova espécie *Cryptosporidium parvum*, cujos oocistos eram menores do que os do *Cryptosporidium muris* (Fayer, 1997).

O *Cryptosporidium* não era reconhecido como patógeno até 1955, quando foi relacionado como sendo a principal causa do surto de diarreia em aves, associado a uma nova espécie, *Cryptosporidium meleagridis*, e em 1961 com diarreia bovina (Fayer, 1997). Infecções foram observadas principalmente em bezerros e ovelhas até 1976, quando dois casos de Criptosporidiose humana foram relatados (Carey *et al.*, 2004).

O primeiro caso de Criptosporidiose humana foi observado em um paciente imunocomprometido e o segundo, em uma criança residente de uma zona rural. Durante os anos oitenta, o *Cryptosporidium* passou a ser considerado uma das principais causas de diarreia com grave infecção em pacientes com Síndrome de Imunodeficiência Adquirida (AIDS) nos Estados Unidos (Rose, 1997). Entretanto, o parasita não foi reconhecido como agente causador de doença em humanos imunocompetentes até 1987.

Entre 1971 e 1994, os protozoários foram identificados como as mais frequentes causas de epidemia (20%) e doenças (78%) nos Estados Unidos. Muitos desses casos envolvendo hospitalização foram causados por *Cryptosporidium parvum* e *Giardia duodenalis*. Noventa mortes foram relatadas, com a maioria (79%) ocorrendo durante surtos de Criptosporidiose. O *Cryptosporidium parvum* e a *Giardia duodenalis* representaram 32% de todas as doenças transmitidas pela água nos Estados Unidos desde 1991. Um dos maiores surtos de Criptosporidiose ocorridos nos EUA, em 1993, em Milwaukee foi responsável por doença em 403.000 pessoas, com 4400 hospitalizações, alcançando

repercussão mundial (Mackenzie *et al.*, 1994). Em decorrência destes e de outros fatos, o *Cryptosporidium* foi rapidamente reconhecido como um dos patógenos de transmissão hídrica mais sérios e difíceis de controlar.

Devido à natureza robusta dos oocistos de *Cryptosporidium*, resistência à técnicas de desinfecção convencionais, habilidade para passar através de processos de tratamento físicos de água, baixa dose infecciosa e modo de infecção que contribuem para a persistência desse microrganismo no ambiente (Cacció *et al.*, 2005), esse parasita é considerado um dos principais patógenos transmitidos pela água.

Atualmente inúmeros estudos que abordam os mais diferentes temas como, por exemplo, a caracterização molecular do *Cryptosporidium* (Cacció *et al.*, 2005; Carey *et al.*, 2004), novas metodologias para detecção clínica e ambiental, avaliação de meios de inativação de oocistos, entre outros, vêm sendo realizados, visando principalmente, assegurar a saúde pública.

3.1.2 - Taxonomia

Cryptosporidium é um dos vários gêneros de protozoários do filo Apicomplexa. Todas as espécies de *Cryptosporidium* são classificadas taxonomicamente como da classe Coccidia, sub-classe Coccidiasina, ordem Eucoccidiorida, subordem Eimeriina e família Cryptosporidiidae (Carey *et al.*, 2004).

A subordem Eimeriina contém centenas de espécies predominantemente parasitas de animais domésticos. As três famílias que pertencem a essa subordem são Sarcocystidae, Eimeriidae e Cryptosporidiidae. A família Cryptosporidiidae inclui apenas um gênero, *Cryptosporidium*, e os organismos pertencentes a este gênero completam seu ciclo de vida em um único hospedeiro (Rose, 1997).

A taxonomia do gênero *Cryptosporidium* é determinada pelo genótipo, morfologia e espécies de hospedeiro. As espécies de *Cryptosporidium* possuem características morfológicas semelhantes. Entretanto, algumas apresentam variações em relação ao diâmetro dos oocistos, permitindo sua diferenciação.

Muitas espécies de *Cryptosporidium* foram identificadas em peixes, aves, répteis e mamíferos e nomeadas com base no hospedeiro em que foram isoladas, acreditando-se erroneamente, que as espécies eram hospedeiras definitivas (Fayer, 1997; Rose, 1997).

Embora continuamente se efetue a reavaliação da taxonomia do *Cryptosporidium*, pelo menos 18 espécies são conhecidas (Xiao e Ryan, 2008), porém, no mínimo sete espécies (*Cryptosporidium hominis*, *Cryptosporidium parvum*, *Cryptosporidium meleagridis*, *Cryptosporidium felis*, *Cryptosporidium canis*, *Cryptosporidium suis* e *Cryptosporidium muris*) são associadas com doenças humanas (Llorente *et al.*, 2007).

Com a utilização de ferramentas de classificação de espécies, diferenças geográficas e distribuição temporal, apresentações de doenças e fatores de risco de infecções foi identificado que *Cryptosporidium parvum* e *Cryptosporidium hominis* são as espécies mais comumente associadas à Criptosporidiose humana (Cacció *et al.*, 2005), sendo responsáveis por quase 98% dos casos em humanos não imunocomprometidos no mundo (Llorente *et al.*, 2007). Entretanto, outras espécies já foram identificadas como causa de infecções em humanos, principalmente crianças imunocomprometidas, como *C. canis* (Learmonth *et al.*, 2004), *C. meleagridis* e *C. felis* (Llorente *et al.*, 2007).

Estas espécies são geralmente identificadas em pacientes imunocomprometidos, incluindo aqueles com vírus HIV, deficiência imunológica, carcinomas e transplantes de medula óssea, sendo frequentemente maior o número de infectados em países em desenvolvimento (Huang *et al.*, 2004).

Na favela Gonçalves Dias na cidade de Fortaleza, um estudo comprovou que a espécie *Cryptosporidium hominis* é mais comum que *Cryptosporidium parvum*, sendo responsável pelas infecções de crianças, associadas com infecções mais graves e maior déficit de crescimento, até mesmo na ausência de sintomas (Bushen *et al.*, 2007).

Também há diferença quanto à ocorrência de espécies nas áreas, rural e urbana, com predominância de *Cryptosporidium parvum* na área rural e *Cryptosporidium hominis* na região urbana (Learmonth *et al.*, 2004; Llorente *et al.*, 2007). O *Cryptosporidium parvum* com predominância na área rural, de acordo com Learmonth *et al.* (2004), pode estar

relacionado com a maior probabilidade de contato entre os animais. Já na área urbana, devido à densidade populacional, que leva a uma maior transmissão pelo contato pessoa-a-pessoa, prevalece o *Cryptosporidium hominis* (Lake *et al.*, 2007).

Lake *et al.* (2007a) constataram que há grande associação entre o ambiente e fatores socioeconômicos na incidência de Criptosporidiose humana como abastecimento de água, nível socioeconômico, uso de terras, densidade de gado e acessibilidade ao cuidado com a saúde.

Os humanos podem ser infectados por meio do contato com animais, com outros humanos por contato fecal-oral ou por água para consumo contaminada. Em humanos saudáveis, o *Cryptosporidium parvum* resulta em uma duração relativamente curta de excreção. O *Cryptosporidium hominis* que infecta os humanos, quase que exclusivamente, é adquirido pela rota fecal-oral ou pela ingestão de água contaminada (Huang *et al.*, 2004).

3.1.3 - Ciclo de vida

O *Cryptosporidium* possui ciclo de vida monoxeno, onde todas as fases de desenvolvimento (sexual e assexual) acontecem no interior do hospedeiro. O *Cryptosporidium* é excretado nas fezes do hospedeiro infectado na forma de oocisto. O oocisto, apresentado na Figura 3.1, constitui a forma infecciosa do *Cryptosporidium*, medindo entre 4-6 μm de diâmetro (USEPA, 2005).

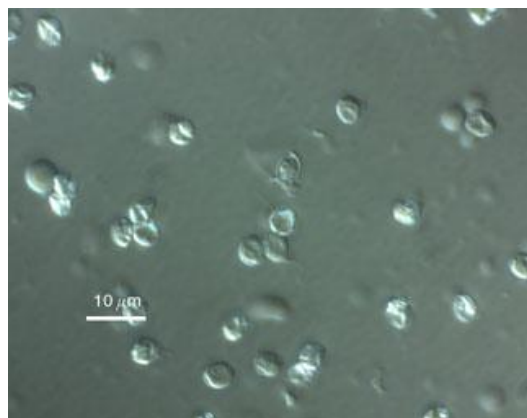


Figura 3.1 – Imagem de oocistos de *Cryptosporidium* (USEPA, 2008).

Os oocistos são essencialmente esféricos e constituídos de quatro esporozoítos em seu interior, envolvidos por um envoltório de parede grossa em relação aos demais envoltórios

dos oocistos, a qual dá proteção ao *Cryptosporidium* contra as condições ambientais, incluindo a proteção aos tratamentos químicos como a cloração (Smith e Thompson, 2001).

Após ingestão da água ou alimentos contaminados pelo hospedeiro o esporozoítio de *Cryptosporidium* desencista no intestino delgado, liberando os esporozoítios infectantes. Com a liberação dos esporozoítios dos oocistos, as células epiteliais do intestino do hospedeiro são infectadas, podendo também infectar as células epiteliais do pulmão. Os esporozoítios diferenciam-se então em trofozoítios que em seguida diferenciam-se em Tipo I, Meronts. Merozoítios produzidos pelo Tipo I Meronts são liberados da célula do hospedeiro e podem infectar outras células. Estes merozoítios podem também iniciar reprodução assexuada por diferenciação em trofozoítios ou iniciar ciclo sexual por diferenciação em Tipo II Meronts. Os oocistos são produzidos seguindo a reprodução sexual. Dois tipos de oocistos são produzidos: oocistos de parede grossa, que são a forma infecciosa encontrada no meio ambiente e oocistos de parede fina que causam auto-infecção (Monis e Tompson, 2003). Oocistos de parede fina podem excitar de forma endógena, resultando em auto-infecção que ajuda a explicar o mecanismo de infecções persistentes (em pacientes de AIDS) na ausência de exposição sucessiva a oocistos de parede grossa (Current e Garcia, 1991 *apud* Ramirez, 2005).

O rápido ciclo de vida (cada geração de parasita pode desenvolver e amadurecer dentro de 12-14h) e o ciclo auto-infectivo contribuem para o baixo número de oocistos requeridos para causar infecção (Carey *et al.*, 2004).

3.1.4 - Criptosporidiose

Como já mencionado, Criptosporidiose é uma infecção causada por várias espécies de *Cryptosporidium* e mundialmente conhecida como uma grave doença entérica de animais e humanos. A transmissão ocorre por meio dos oocistos eliminados nas fezes já infectadas do hospedeiro e, de acordo com Dillingham *et al.* (2002), podem ser transmitidos de diferentes formas: pela água para consumo humano; água recreacional; transmissão direta entre humanos; de animais para humanos; outras fontes ambientais potenciais e moscas, baratas e outros vetores potenciais.

A transmissão direta e indireta entre hospedeiros infectados e indivíduos suscetíveis é favorecida pela alta densidade populacional e por contato íntimo com as pessoas infetadas, animais ou superfícies contaminadas (Cacció *et al.*, 2005).

O quadro clínico da Criptosporidiose depende do estado imunológico do hospedeiro. Nos indivíduos portadores de imunodeficiência é caracterizado por diarreia aquosa, severa e crônica, podendo levar a óbito, sendo, porém auto-limitado em pessoas imunocompetentes (Fayer *et al.*, 2000).

Huang *et al.* (2004) destacam que além dos vários fatores que facilitam a transmissão do *Cryptosporidium*, a tendência para causar surtos de diarreia em larga escala está no fato de o mesmo poder infectar muitas espécies de mamíferos. Isso é identificado frequentemente em animais de fazenda, particularmente, bezerros, e também, em animais domésticos; o oocisto é muito forte e pode sobreviver em ambientes úmidos por períodos prolongados de tempo. Estudos mostraram que oocistos podem sobreviver por meses em água fria (até congelada) (Chappell e Okhuysen, 2002) e os métodos de cloração usados comumente em estações de tratamento de água são insuficientes para eliminar o parasita da água para consumo de uma maneira segura e efetiva. Várias espécies podem infectar humanos, a dose infecciosa é muito pequena e os indivíduos infetados excretam grandes quantidades de oocistos.

Além desses fatores, Dillingham *et al.* (2002) ainda destacam seu potencial zoonótico e Cacció *et al.* (2005) acrescentam como características que notadamente influenciam na epidemiologia de infecção, além das que foram citadas, que os oocistos são imediatamente infecciosos quando excretados nas fezes, são consideravelmente estáveis e podem sobreviver por semanas ou meses no ambiente e sua dispersão ambiental pode conduzir à contaminação de água para consumo humano e alimentos.

Uma das principais vias de transmissão do protozoário é através da água, seja pelo uso de água superficial não tratada, por sistemas de distribuição contaminados ou tratamento inadequado. Vários surtos de doenças de veiculação hídrica têm sido relatados, associados ao consumo de água de sistemas públicos de abastecimento.

O primeiro relato sobre surto de Criptosporidiose em humanos devido ao abastecimento de água ocorreu em San Antonio, no Texas, em 1984. Porém, o maior surto de Criptosporidiose descrito na literatura devido à deficiência no tratamento de água ocorreu em Milwaukee, EUA, (Mackenzie *et al.*, 1994), como já mencionado. No Reino Unido ocorreram oito surtos de Criptosporidiose de 1983 a 1991, dois deles relacionados com o tratamento inadequado da água para consumo humano (Lisle e Rose, 1995). No Canadá, foram registrados quatro surtos no período de 1993 a 1996, vários deles associados à ineficiência no tratamento de água (Craun *et al.*, 1998).

No Brasil, inúmeras ocorrências de oocistos de *Cryptosporidium* já foram registradas na literatura, em várias cidades, principalmente no estado de São Paulo. Em 2000, um estudo de Gamba *et al.* constatou a presença do *Cryptosporidium* em águas subterrâneas e fossas sépticas na cidade de Itaquaquecetuba/SP, enquanto que na cidade de Campo Grande/MS, constatou-se prevalência do *Cryptosporidium parvum* em crianças menores de 5 anos (Oshiro *et al.*, 2000). Em Minas Gerais, Heller *et al.* (2004) identificaram a presença de oocistos de *Cryptosporidium* em diferentes ambientes (mananciais, efluentes de instalações de tratamento de água em escala real, em instalações de tratamento em escala-piloto, esgotos sanitários, em fezes humanas e em fezes de animais infectados).

Em recente pesquisa realizada por Leal *et al.* (2008) foi encontrada extensa contaminação de frutos do mar (ostras e moluscos) por oocistos de *Cryptosporidium* no litoral do estado de São Paulo, refletindo um caso de saúde pública e a necessidade de padrões de controle de qualidade.

Em virtude desses fatos, torna-se importante a implantação de critérios de monitoramento de oocistos de *Cryptosporidium* para a avaliação e o gerenciamento dos riscos à saúde pública, visando metas de tratamento e garantindo a qualidade da água distribuída.

3.2 - OCORRÊNCIA DE OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM*

Em decorrência da descrição de muitos surtos de Criptosporidiose associados à água contaminada gerou-se um grande interesse em se pesquisar a prevalência dos oocistos de *Cryptosporidium* em diversos tipos de ambientes. Estudos têm sido realizados no Brasil e em outros países com a finalidade de verificar a ocorrência deste protozoário em águas

superficiais, esgotos, águas subterrâneas e água tratada, conforme descrição sucinta de alguns estudos recentes apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Recentes ocorrências de oocistos de *Cryptosporidium* spp. no Brasil e no mundo.

| Estudo | Fonte | Local | Observações |
|---------------------------------|---------------------------------|-------------------|--|
| Hashimoto <i>et al.</i> (2002) | Água superficial | Japão | Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> foram detectados em todas as 13 amostras de água bruta analisadas. Em amostras de água filtrada foram detectados em 9 (35%) das 26 amostras analisadas com concentração média de 0,12 ooc./100L. |
| Farias <i>et al.</i> (2002) | Esgoto bruto e água superficial | São Paulo | Foram encontradas concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na faixa de 8.000-91.200 ooc./100L no esgoto bruto e de 6.500-76.000 ooc./100L na água contaminada com esgoto. |
| Cardoso <i>et al.</i> (2003) | Esgoto tratado | Rio Grande do Sul | A densidade média de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> encontrada foi de 1042 ooc./100L. |
| Berino e De Luca (2003) | Água superficial | Rio Grande do Sul | Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> entre 0 - 32 ooc./100L. |
| Heller (2004) | Água superficial | Minas Gerais | Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> entre 200 – 51.000 ooc./100L. |
| Heller <i>et al.</i> (2004) | Esgoto | Minas Gerais | Concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> de 10^4 - 10^6 ooc./100L |
| Montemayor <i>et al.</i> (2005) | Esgoto bruto e água superficial | Espanha | Foram examinadas 46 amostras de esgoto bruto de cinco estações de tratamento e em 33 amostras de água bruta e em todas foi detectada a presença de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , sendo que nas águas do rio as concentrações variaram na faixa de 43-136 ooc./100L. |
| Machado <i>et al.</i> (2005) | Água superficial | Minas Gerais | Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água bruta de 0 a 300 ooc./100L e na água tratada de 0. |
| Robertson <i>et al.</i> (2006) | Esgoto bruto | Noruega | Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> foram detectados em 80% das 40 amostras de esgoto analisadas. |

Tabela 3.1 – Recentes ocorrências de oocistos de *Cryptosporidium* spp. no Brasil e no mundo (Continuação).

| | | | |
|------------------------------|---|-------------------|--|
| Chaidez <i>et al.</i> (2005) | Água de irrigação | México | A ocorrência de <i>Cryptosporidium</i> foi determinada por tecnologia de imunofluorescência e foram detectados em 48% das amostras de água de superfície com concentrações entre 17 – 200/100L. |
| Carmena <i>et al.</i> (2006) | Água superficial | Espanha | De 284 amostras de água, oocistos de <i>Cryptosporidium</i> foram encontrados em 63,5% das amostras de rio ($\eta = 52$), 33,3% das amostras do reservatório ($\eta = 36$), 15,4% em amostras de água bruta ($\eta = 26$), 22,6% de água bruta de pequena instalação convencional de tratamento, em 30,8% em amostras de água tratada ($\eta = 31$) e em 26,8% das amostras de água de torneira ($\eta = 82$). |
| Karanis <i>et al.</i> (2006) | Água superficial, tratada, engarrafada, poço, nascente e águas residuárias. | Rússia e Bulgária | Foram detectados oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em 30 de 166 amostras. Presença em água de torneira, superficial, poço e águas residuárias. |
| Lee <i>et al.</i> (2007) | Água superficial | Coréia do Norte | O número de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água bruta apresentou-se na faixa entre 45–550 ooc./100L. |
| Graczyk <i>et al.</i> (2008) | Lodo de esgoto | Polônia | Estudo demonstrou que lodo de esgoto contém alto número de <i>Cryptosporidium</i> potencialmente viáveis. Apresentaram concentração média de <i>C. parvum</i> e <i>C. hominis</i> de 14,0 ooc./g. |

O monitoramento do protozoário *Cryptosporidium* tem ocorrido extensamente devido a sua natureza recalcitrante e ao fato de que o sistema indicador atual para qualidade microbiológica da água (bactérias do grupo coliformes) comprovadamente não reflete a presença dos oocistos de *Cryptosporidium* nas águas (Rose *et al.*, 2002). O monitoramento deve ser utilizado para avaliação da necessidade de tratamento e risco para a população, avaliação de sistemas de tratamento em escala real e para determinar o impacto da precipitação e para ajudar na investigação epidemiológica e de surtos de doenças (Betancourt e Rose, 2004).

3.3 - DETECÇÃO DOS OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* NA ÁGUA

Os diversos surtos causados pelo *Cryptosporidium* por água contaminada e o reconhecimento da Criptosporidiose como uma doença principalmente de veiculação hídrica gerou grande interesse em pesquisar a ocorrência deste protozoário em amostras de água. Os métodos para detecção e quantificação de *Cryptosporidium* na água foram adaptados dos métodos analíticos originalmente desenvolvidos para determinação da ocorrência de *Giardia* (Betancourt *et al.*, 2002).

A concentração de oocistos de *Cryptosporidium* é tipicamente baixa em águas naturais e particularmente em águas tratadas, necessitando de grande volume de água para sua quantificação. Além disso, a qualidade da água, especialmente em relação à presença de algas, sólidos suspensos, turbidez e argila, pode influenciar na eficiência do reconhecimento, necessitando de métodos sensíveis para seu isolamento e detecção.

As metodologias que têm sido utilizadas para detecção baseiam-se na concentração de oocistos de *Cryptosporidium* presentes na amostra para, em seguida, realizar a detecção. Em todos os métodos utilizados na rotina de monitoramento de oocistos, as etapas de concentração (por exemplo, a filtração), purificação (que é incorporada para separar oocistos do resíduo remanescente devido aos oocistos representarem uma pequena fração das partículas e microrganismos nas águas naturais) e detecção são consideradas muito importantes (Carey *et al.*, 2004; Betancourt *et al.*, 2002).

Para a concentração das amostras, as técnicas envolvem geralmente a filtração, utilizando a filtração com cartucho ou membranas. Hsu *et al.* (2001) avaliaram a sensibilidade, a eficiência de recuperação e o limite de detecção de cistos e oocistos, além do efeito da turbidez e correlação com microrganismos indicadores destes dois métodos de concentração. Os resultados encontrados mostraram que o método por membrana apresentou eficiência de recuperação e limite de detecção mais elevados que no cartucho filtrante. Os autores sugerem que o cartucho filtrante é o método mais indicado para águas com alta turbidez e que, embora o método da membrana filtrante seja mais seguro, pois preserva o parasita durante o procedimento de detecção, somente é indicado para águas com baixa turbidez e alta qualidade.

O Standard Methods (APHA, 2005) apresenta guia para seleção de procedimentos de amostragem ou concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, indicando os volumes de amostra necessária para realização dos procedimentos. Dos oito procedimentos descritos, quatro são recomendados tanto para águas com baixa turbidez (< 1 UT) como para águas com elevada turbidez (> 10 UT), os quais são: floculação, centrifugação de fluxo contínuo, filtros tipo bobina e filtros de espuma comprimida. Cada procedimento apresenta vantagens e desvantagens. Dentre as vantagens desses procedimentos estão: a simples execução (procedimento por floculação); a alta taxa de recuperação dos oocistos de *Cryptosporidium* (procedimento por centrifugação de fluxo contínuo e filtros de espuma comprimida); alta taxa de filtração, baixo custo e fácil concentração (procedimento por filtros tipo bobina) e boa precisão (procedimento por filtros de espuma comprimida).

Já as desvantagens estão no fato de não ser compatível com os ensaios de viabilidade (floculação), elevado gasto inicial com equipamentos e necessitar de fonte de energia para concentração em campo (centrifugação de fluxo contínuo), pouca recuperação e retenção de oocistos e cistos e tempo necessário para processo de eluição (filtros tipo bobina) e que os equipamentos especiais para concentração e eluição devem ser descontaminados (procedimento por filtros de espuma comprimida) (APHA, 2005).

Na etapa de purificação os oocistos podem ser separados de outros sedimentos por meio das técnicas de flotação, separação de células ativadas por fluorescência e tecnologia de separação imunomagnética (Carey *et al.*, 2004; Betancourt *et al.*, 2002, APHA, 2005).

Na identificação dos oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras, a técnica de imunofluorescência tem sido a mais utilizada. No início dos anos 1990, a *American Society for Testing and Materials* (ASTM) propôs um dos primeiros métodos para identificar e quantificar os oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* utilizando o procedimento filtração/flutuação/detecção por imunofluorescência em águas com baixa turbidez. Em seguida a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) aprovou o método “*IRS Protozoan Method*” como parte de uma legislação de monitoramento conhecida como “*Information Collection Rule*” (USEPA, 2001).

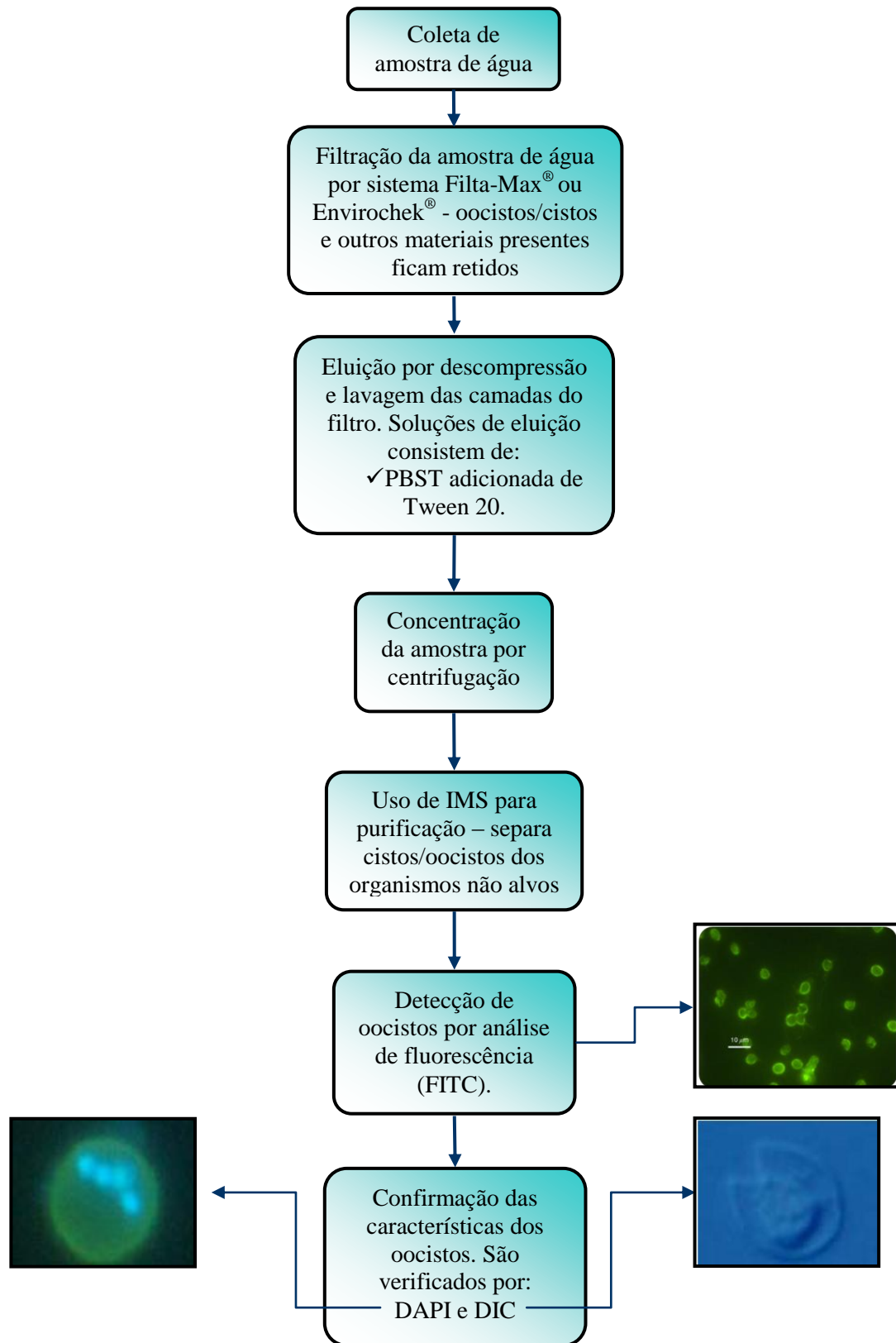
Em 1996, a USEPA iniciou um programa com o objetivo de identificar métodos analíticos para o monitoramento de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* em amostras de

água. Inicialmente o Método 1622 foi desenvolvido para detecção de oocistos de *Cryptosporidium*. Em seguida foi proposta uma nova metodologia para detecção simultânea de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*, o chamado Método 1623. A descrição detalhada do Método 1623 transcrito de Fagundes (2006) é apresentada no Apêndice A.

O Método 1623 inclui quatro etapas principais: concentração das amostras de água por filtração, separação imunomagnética (IMS) dos oocistos/cistos do resíduo concentrado e a determinação da concentração de oocistos/cistos por imunofluorescência (FA). Os potenciais oocistos/cistos são subsequentemente confirmados usando 4',6-diamidino-2-phenylindole (DAPI) para colorir, seguido por microscopia diferencial de contraste de interferência (USEPA, 2005). O procedimento geral do Método 1623 é ilustrado na Figura 3.2.

Na etapa de filtração, a amostra de água passa por um filtro cápsula para captura dos oocistos, cistos e outros materiais presentes. Na etapa de eluição as partículas no filtro são recuperadas pela descompressão e lavagem das camadas do filtro utilizando solução salina tamponada de fosfato (PBST), adicionada de Tween 20. O eluato produzido passa por outro processo de filtração em membrana, de forma que as partículas e os oocistos ficam retidos. Dentro de um saco plástico a membrana é lavada com PBST e o material da lavagem passa por dois processos de centrifugação para concentração do material particulado.

Na etapa de separação imunomagnética os oocistos e cistos são magnetizados pela ligação a grânulos magnéticos conjugados a anticorpos monoclonais anti-*Cryptosporidium* e anti-*Giardia*, os oocistos e cistos magnetizados são separados do restante do material por meio de campo magnético e os outros materiais são descartados. Na etapa de enumeração, o reconhecimento e a confirmação das características dos oocistos de *Cryptosporidium* podem ser verificados pela fluorescência (FITC), pela presença dos núcleos corados com DAPI, pelas estruturas internas visualizadas através do DIC e também pela morfologia (forma e tamanho).



Legenda: PBS: Solução salina tamponada de fosfato; IMS: Separação imunomagnética; FITC: Isotiocianato de fluoresceína; DAPI: 4'-6-diamidino-2-fenilindol; DIC: Contraste de interferência diferencial.

Figura 3.2 - Diagrama esquemático do Método 1623 para detecção de oocistos de *Cryptosporidium* em amostras de água.

Hu *et al.* (2004) avaliaram a fase crítica (filtração) do Método 1623 que afeta a recuperação dos oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* e a relação entre o nível de recuperação do oocisto de *Cryptosporidium* nos Métodos 1622 e 1623.. 10 L de amostra de água foram filtradas em filtro de cápsula Envirochek (*Pall Gelman Sciences*) e concentrados por centrifugação. Foi utilizada suspensão de oocistos, com concentração final de 200 oocistos/10 µL. A recuperação foi realizada com utilização do kit IMS (DynabeadsR GCCombo IMS kit; Dynal) e marcados com FITC anti-*Giardia* e anti-*Cryptosporidium* (AquaGlok® G/C, kit completo) e examinados por microscópio epifluorescente (BX51®; Olympus, Japão). Os níveis de recuperação seguindo IMS-FA e FA foram elevados com média superior a 92% e a 89% para *Cryptosporidium* e *Giardia*, respectivamente. Entretanto, quando a fase de filtração foi adicionada o nível de recuperação de oocistos diminuiu significativamente para 18,1% na água da torneira inoculada. Os resultados indicaram que na fase de filtração houve perda significativa de oocistos de *Cryptosporidium* e foram obtidos baixos índices de recuperação destes.

Francy *et al.* (2004) avaliaram a influência de vários parâmetros da qualidade da água na recuperação de oocistos de *Cryptosporidium*. Verificaram que turbidez e sólidos suspensos em elevadas concentrações (>100UT e >100mg/L, respectivamente) afetam consideravelmente a recuperação dos oocistos, porém os parâmetros pH, condutividade específica, ferro dissolvido, sílica dissolvida e alcalinidade não afetaram sua recuperação.

Zuckerman e Tzipori (2006) avaliaram o uso de uma centrífuga portátil de fluxo contínuo como alternativa à fase de concentração do Método 1623 na recuperação de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* em grandes volumes de amostra. Os resultados mostraram que ao utilizar esta alternativa de concentração a metodologia superou o critério aceitável do método para *Cryptosporidium* e pode ser facilmente adotado para outros protozoários.

O Método 1623 foi validado para águas superficiais, porém pode ser usado para outros tipos de água, desde que sejam feitos testes para verificação do seu desempenho. Apesar do Método 1623 possuir taxas de recuperações elevadas e baixo limite de detecção, é consideravelmente caro adotar esse método em países em desenvolvimento.

As limitações do controle e avaliação do risco que este método apresenta é a de não identificar a espécie, nem determinar a viabilidade ou a infectividade de oocistos e de cistos detectados, além de ser somente aplicável a águas com baixa turbidez e demandar alto custo de equipamento e materiais, exigência de mão de obra especializada e demandar elevado tempo para execução (USEPA, 2005; Martins *et al.*, 2009).

Tecnologias convencionais e novos métodos moleculares imunológicos e genético/moleculares tornam possível avaliar a ocorrência, prevalência, virulência (em grau inferior), viabilidade, níveis e origem de doenças transmitidas por protozoários. Dentre os métodos de detecção de *Cryptosporidium* em amostras de água Carey *et al.* (2004) citam o método de citometria de fluxo, análise de imunofluorescência, fluorescência *in situ*, hibridização e reação da polimerase em cadeia (PCR).

Do ponto de vista sanitário, é importante a determinação da viabilidade dos oocistos detectados para confirmação dos riscos deste patógeno, uma vez que somente oocistos viáveis e infectantes podem se constituir em um problema à saúde humana. Betancourt *et al.* (2002) citam alguns métodos para avaliação da viabilidade de protozoários entéricos como o *Cryptosporidium*: método *in vitro*, inclusão ou exclusão de corante fluorogênico, manchas com ácido nucléico, reação em cadeia com polimerase transcriptase reversa, hibridização de fluorescência *in situ*, métodos de infectividade usando camundongos e cultura de células.

3.4 - NORMAS E LIMITES PARA OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM* EM ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO

Em decorrência do número de casos de Criptosporidiose registrados e da dificuldade de se inativar oocistos, agências internacionais de proteção ambiental (USEPA, DWI) e de saúde pública vêm impondo limites para a densidade de oocistos presente na água destinada ao consumo, visando assegurar a qualidade da água e sugerindo o monitoramento das águas de abastecimento. Neste sentido, são apresentadas a seguir algumas exigências atuais para a qualidade da água para consumo humano, principalmente no tocante aos padrões microbiológicos de potabilidade, no Brasil, Estados Unidos e Reino Unido.

3.4.1 - Legislação Brasileira

O Decreto 79.367 de 1977 foi a primeira iniciativa brasileira de regulamentação da qualidade da água para consumo humano, pois neste decreto foi atribuída ao Ministério da Saúde a competência para elaborar normas e padrões de potabilidade da água. Em decorrência desse decreto, no mesmo ano, foi publicada pelo Ministério da Saúde a Portaria MS 56, estabelecendo as Normas e o Padrão de Potabilidade de Água para Consumo Humano, válidos em todo o território nacional (Bastos, 2003).

Uma nova norma de padrão de potabilidade para consumo humano entrou em vigor em 1990, editada pelo Ministério da Saúde, na qual foi determinada a introdução dos conceitos de controle e vigilância da qualidade da água, a atualização do padrão de potabilidade e dos planos de amostragem (Brasil, 1990). Para elaboração desta nova Portaria foi realizado processo de revisão da Portaria n° 36, em 2000 pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) através da Coordenação Geral de Vigilância Ambiental em Saúde/CENEPI, em parceria com a Representação no Brasil da OPAS/OMS. Porém, ainda em 2000, esta foi substituída pela Portaria do Ministério da Saúde n° 1.469.

Segundo Bastos *et al.* (2001) o princípio básico norteador da revisão foi o de que a legislação deveria constituir um instrumento efetivo de proteção à saúde. Desse modo, as principais alterações e adequações realizadas na Portaria n° 1.469/2000 (posteriormente reeditada com Portaria MS 518/2004) foram: alcance e público-alvo, já que a Portaria n° 36 abrangia apenas o âmbito estadual de governo, procurando, por meio desta medida, uma melhor delimitação para as formas de abastecimento, fornecimento e consumo de água que deveriam estar sujeitas às ações de Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (CVQACH); atribuições de competência e responsabilidades a CVQACH; padrões de potabilidade, os quais foram agrupados em padrão microbiológico, padrão de turbidez da água pós-filtração ou pré-desinfecção, padrão para substâncias químicas de importância para a saúde, padrão radiológico e padrão de aceitação de consumo, devido aos avanços científicos com relação ao padrão de potabilidade e as técnicas de análise. Esta Portaria incorpora ainda a preocupação quanto ao risco associado aos microrganismos emergentes como *Giardia* sp., *Cryptosporidium* spp. e Cianobactérias.

No que concerne à presença dos protozoários, a referida Portaria n.º 518, que está em vigor, recomenda (porém não obriga) a inclusão de pesquisa desses organismos com objetivo de atingir, como meta, um padrão de ausência, dentre outros, de enterovírus, cistos de *Giardia* sp e oocistos de *Cryptosporidium* spp. Na mesma direção, são recomendados valores de turbidez, inferiores a 0,5 UT, para água filtrada, com vista a assegurar a adequada eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* sp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em instalações que adotam a filtração rápida (Brasil, 2004). Entretanto, vale comentar que o valor mandatório de turbidez no efluente dos filtros rápidos é de 1,0 UT.

3.4.2 - Legislação Americana

Nos Estados Unidos, a preocupação com a qualidade da água para consumo humano levou à regulação, em 1914, do Serviço de Saúde Pública (*United States Public Health Service*), o qual determinou os padrões de qualidade microbiológica da água. Nos anos de 1925, 1946 e 1962, o Serviço de Saúde Pública revisou e expandiu o padrão de potabilidade aumentando o número de substâncias reguladas (USEPA, 2000).

Em 1974, devido a alguns casos de contaminação da água de abastecimento, foi aprovada a legislação *Safe Drinking Water Act* (SDWA) com o intuito de controlar a contaminação da água potável. Esta lei sofreu emendas significativas em 1986 e 1996 e estabeleceu que a responsabilidade para regulamentar a qualidade da água para consumo humano seria de competência da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), a qual atualmente é a responsável por estabelecer os padrões para identificação de quais contaminantes devem ser regulamentados e estabelecer os níveis máximos de contaminantes permitidos na água para abastecimento humano, especificando técnicas de tratamento para reduzir os níveis de riscos (USEPA, 2000).

Inicialmente o SDWA determinava que o tratamento fosse uma forma de garantir o fornecimento de água de acordo com o padrão estabelecido. Porém, a emenda de 1996 levou a um grande avanço na legislação, reconhecendo que a proteção dos mananciais, o treinamento dos operadores, o financiamento de melhorias nos sistemas de abastecimento e a informação ao público são importantes componentes para garantir a segurança da água (USEPA, 2004).

A partir de 1994 com a promulgação do *Information Collection Rule* (ICR) foram incluídos os microrganismos *Cryptosporidium*, *Giardia* e vírus como parâmetros chaves de qualidade da água. Em 1996 a USEPA iniciou uma série de reuniões públicas para trocar informações sobre os assuntos relacionados ao desenvolvimento de diretrizes para o tratamento de águas superficiais (*Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule - IESWTR*) e para o controle de desinfetantes e subprodutos da desinfecção (*Disinfectants and Disinfection Byproduct Rule - DBPR*). A USEPA determinou que o Comitê Consultivo (*Microbial and Disinfectants/Disinfection Byproduct Federal Advisory Committee*) fosse o responsável por coletar, dividir e analisar novas informações e dados. Foram fornecidas à USEPA informações adicionais da ocorrência em águas para consumo humano de subprodutos químicos que são formados no processo de desinfecção e de doenças causadas por microrganismos, incluindo *Cryptosporidium*, *Giardia*, vírus e bactérias do grupo coliformes, sendo então determinado que para efetivar a DBPR e o IESWTR seria necessário, entre outras ações, estabelecer o máximo nível de contaminante admissível (*Maximum Contaminant Level Goal - MCLG*) para os oocistos de *Cryptosporidium* e sua remoção.

Foi desenvolvida então a legislação contendo os padrões primários referentes aos contaminantes que existam ou que poderiam existir na água e que pudessem representar risco à saúde (*National Primary Drinking Water Regulation - NPDWR*) e autorizado o MCLG, cuja principal finalidade é proteger a saúde pública e que determina o valor máximo admissível, ou seja, a concentração acima da qual o contaminante poderá produzir efeitos adversos à saúde e que propõe ainda que, caso o valor máximo não seja viável, uma técnica de tratamento seja especificada no lugar do MCLG (USEPA, 2005).

Na Tabela 3.2 é apresentada uma breve cronologia de criação de regulamentos pela USEPA para contaminantes microbiológicos, desinfetantes e subprodutos da desinfecção em água para consumo humano.

Tabela 3.2 – Cronologia de criação de regulamentos pela USEPA.

| Ano | Regulamento | Ação |
|------------|---|---|
| 1979 | <i>Total Trihalomethane Rule (TTHM)</i> | Promulgado |
| 1989 | <i>Surface Water Treatment Rule (SWTR)</i> | Promulgado |
| 1989 | <i>Total Coliform Rule (TCR)</i> | Promulgado |
| 1992 | <i>Negotiated Rulemaking</i> | Iniciado |
| 1994 | <i>Stage 1 Disinfectants and Disinfection Byproduct Rule (DBPR)</i> | Proposto |
| | <i>Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule (IESWTR)</i> | Proposto |
| | <i>Information Collection Rule (ICR)</i> | Proposto |
| 1996 | <i>Information Collection Rule</i> | Promulgado |
| | <i>Safe Drinking Water Act (SDWA)</i> | Reautorizado |
| 1997 | <i>Microbial and Disinfectants/Disinfection Byproduct Federal Advisory Committee (M-DBP FACA)</i> | Estabelecido |
| | <i>Stage 1 DBPR and IESWTR Notice of Data Availability (NODA) (November)</i> | Apresentaram novos dados e recomendações M-DBP FACA |
| 1998 | <i>Stage 1 DBPR Notice of Data Availability (NODA) (March)</i> | Apresentou novos dados do efeito na saúde |
| | <i>Stage 1 Disinfectants and Disinfection Byproduct Rule (DBPR)</i> | Promulgado |
| | <i>Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule</i> | Promulgado |
| 1999 | <i>Stage 2 M(IESWTR)-DBP FACA</i> | Estabelecido |
| 2000 | <i>Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT1ESWTR)</i> | Proposto |
| | <i>Filter Backwash Recycle Rule</i> | Proposto |
| | <i>Ground Water Rule</i> | Proposto |
| 2001 | <i>Filter Backwash Recycle Rule</i> | Promulgado |
| 2002 | <i>Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT1ESWTR)</i> | Promulgado |
| 2003 | <i>Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule (LT2ESWTR)</i> | Proposta planejada |
| | <i>Stage 2 DBPR</i> | Proposta planejada |
| 2005 | <i>LT2ESWTR</i> | Promulgação planejada |
| | <i>Stage 2 DBPR</i> | Promulgação planejada |
| 2006 | <i>Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule</i> | Promulgado |

Fonte: USEPA (2005).

Em 1998, foi então promulgada a regulamentação provisória para aprimoramento do tratamento de águas superficiais, o *Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule* (IESWTR) com objetivo principal de melhorar o controle do *Cryptosporidium*. Nessa regulamentação, as exigências e diretrizes principais incluíam: um MCLG de zero para oocistos de *Cryptosporidium*; remoção de 99% (2 log) de oocistos de *Cryptosporidium* em sistema que adote a filtração; para estações de tratamento que utilizam tratamento convencional ou filtração direta, a turbidez efluente ao filtro não deveria exceder a 1UT em nenhum momento e não deveria ser maior que 0,3 UT em 95% das amostras analisadas em cada mês; monitoramento contínuo da turbidez efluente em sistemas de tratamento convencional e filtração direta; inclusão do parâmetro oocistos de *Cryptosporidium* na qualidade de água subterrânea sob a influência direta da água superficial (USEPA, 2005).

Em 2002, a USEPA promulgou a primeira versão de longo prazo da regulamentação para aprimoramento do tratamento de águas superficiais, o *Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule* (LT1ESWTR), para aumentar a proteção das fontes de água para consumo humano contra a contaminação por oocistos de *Cryptosporidium* e por outros patógenos em água superficial e sistema de água subterrânea sob a influência direta da água de superfície.

Em 2005, a USEPA, com base em novos dados de patogenicidade, ocorrência e tratamento de contaminantes microbiológicos, particularmente o *Cryptosporidium*, promulgou a versão final da regulamentação sobre o aprimoramento do tratamento de águas superficiais, o *Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule* (LT2ESWTR). Essa legislação, face às questões de custo, metodologia analítica (limitações e limite de detecção) e fragilidade no monitoramento da água produzida nas estações de tratamento, se baseia no monitoramento da água bruta e no risco admitido para população. Reconhece a importância do uso de indicadores para o monitoramento da qualidade da água produzida, principalmente em pequenos sistemas, sugerindo a turbidez, o carbono orgânico total, a *E.coli* e o grupo coliformes como possíveis indicadores dos oocistos de *Cryptosporidium*. Assim, entre outros aspectos, a legislação LT2ESWTR estabelece:

- O tratamento adicional requerido para remoção de oocistos de *Cryptosporidium* seja baseado nos resultados do monitoramento inicial dos oocistos na água bruta (Tabela 3.3 e Tabela 3.4);

- Os sistemas que necessitarem tratamento adicional deverão escolher a tecnologia de acordo com as opções indicadas na “caixa de ferramentas” (*toolbox*, Tabela 3.5);
- O monitoramento de oocistos de *Cryptosporidium* em sistemas de tratamento pequenos poderá ser realizado por meio do uso dos indicadores;
- Os sistemas conduzirão monitoramento futuro da água bruta para determinar se a qualidade de água da fonte mudou depois da conclusão do monitoramento inicial;
- Os sistemas de tratamento sem filtração deverão fornecer pelo menos 2 logs de inativação de oocistos de *Cryptosporidium* e cumprirão exigências totais da inativação com um mínimo de dois desinfetantes.

Para melhor compreensão das exigências de tratamento adicional (Tabela 3.4) a serem empregados em estações de tratamento que aduzem águas de mananciais contaminados com oocistos de *Cryptosporidium* é preciso analisar o nível de remoção de oocistos atribuído para o tratamento existente (Tabela 3.3).

Tabela 3.3 – Créditos de eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* atribuídos pelo LT2ESWTR às tecnologias de tratamento por filtração (USEPA, 2006).

| Tipo de tratamento | Tratamento convencional | Filtração direta | Filtração lenta em areia ou terra diatomácea | Tecnologias alternativas de filtração |
|---------------------------|--------------------------------|-------------------------|---|--|
| Crédito de tratamento | 3,0 log | 2,5 log | 3,0 log | Determinado pelo estado ⁽¹⁾ |

Legenda: (1) – Créditos determinados a partir da avaliação específica do local.

Na Tabela 3.3 se atribuiu, por exemplo, que o tratamento por filtração direta é capaz de remover 2,5 log de oocistos de *Cryptosporidium*, enquanto que para o tratamento convencional é atribuída a capacidade de remover 3,0 log. Se esses tratamentos estão sendo aplicados para uma água bruta cujo monitoramento inicial revelou concentração de oocistos de *Cryptosporidium* inferior a 0,075 ooc./L, não serão necessárias medidas adicionais, se esse opera em condições ótimas (turbidez efluente menor ou igual a 0,15 UT em 95% do tempo em cada mês). Por outro lado, se a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* estiver entre ≥ 0.075 e < 1.0 ; ≥ 1.0 e < 3.0 e ≥ 3 ooc./L, a estação de tratamento de água em questão deverá adicionar novas etapas de tratamento, que dependerão do tratamento já existente. Para o exemplo em questão, deve ser adicionado etapa ou etapas que correspondam a um acréscimo de remoção de 2,5 log no caso da

filtração direta e 2,0 log no caso de tratamento convencional, o que, em qualquer situação significa uma remoção total de 5,0 log (combinação da Tabela 3.3 e Tabela 3.4).

Dessa forma, as etapas de tratamento adicional são requeridas unicamente onde os sistemas excedem o limite de concentração de oocistos de *Cryptosporidium* admitido na água bruta (concentrações maiores que 0,075 ooc./L). Entretanto, nos sistemas em que a água efluente do filtro apresentar valores de turbidez $\leq 0,15$ UT acrescenta-se crédito de 0,5 log de remoção na seqüência de tratamento adotado.

Tabela 3.4 – Classificação e exigência de tratamento requerido para sistema de filtração – Adaptado de USEPA (2005a).

| Conc. de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água bruta (ooc./L) | Categorias “bins” de Classificação | As exigências adicionais de tratamento são: | |
|--|------------------------------------|---|-----------------------------|
| | | Filtração convencional | Filtração direta |
| < 0.075 | 1 | Nenhum tratamento adicional | Nenhum tratamento adicional |
| ≥ 0.075 e < 1.0 | 2 | 1 log de tratamento | 1,5 log de tratamento |
| ≥ 1.0 e < 3.0 | 3 | 2 log de tratamento | 2,5 log de tratamento |
| ≥ 3.0 | 4 | 2,5 log de tratamento | 3 log de tratamento |

Em resumo, entende-se que a USEPA considera a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta como elemento fundamental para definir o nível máximo da eficiência da técnica a ser adotada na estação de tratamento.

Na Tabela 3.5 são apresentadas opções de tratamentos adicionais para cumprir as exigências estabelecidas na Tabela 3.4. Para cada tecnologia de tratamento é atribuído “créditos de log de tratamento” que significa a eficiência atribuída àquela nova etapa ou alteração de desempenho.

Tabela 3.5 - Componentes “*toolbox*” para serem usados em adição ao tratamento existente– Adaptado de USEPA (2005a).

| Opções “ <i>toolbox</i> ” | Crédito de log de tratamento |
|--|---|
| Componentes do “<i>toolbox</i>” do desempenho do tratamento | |
| Desempenho de filtros combinados | 0,5 |
| Desempenho de filtro individual | 1,0 |
| Demonstração de desempenho | Aprovação do estado ⁽¹⁾ |
| Componentes do “<i>toolbox</i>” para filtração adicional | |
| Filtros “ <i>Cartridge</i> ” | 2,0 para individual e 2,5 para dois em série |
| Filtração em membrana | Créditos para filtração por membrana e UV são baseados nos resultados de testes de equipamento específico |
| Filtração em segunda etapa | 0,5 |
| Filtro lento de areia | 2,5 |

Legenda: ⁽¹⁾ O Estado tem que aprovar o método utilizado para demonstrar o desempenho e deve aprovar o log de crédito reclamado pelo sistema.

Assim, com o reconhecimento de diversos surtos de Criptosporidiose, ocorridos nos EUA, foram realizadas mudanças significativas na legislação sobre qualidade de água no país, conforme foi demonstrado, e a adoção de medidas mais restritivas. Essas medidas restritivas determinam que o tratamento deve resultar na remoção de protozoários na ordem de, no mínimo, 3log. Além disso, foram estabelecidos novos padrões de turbidez para a água tratada por processo convencional ou filtração direta, os quais devem fornecer turbidez efluente de 0,3NTU em 95% do tempo (USEPA, 2005).

Desta forma, a USEPA acredita que a implementação dessas medidas irá reduzir significativamente os níveis do protozoário na água de distribuição, diminuindo a ocorrência de surtos da doença e garantindo a proteção da saúde pública.

3.4.3 - Legislação no Reino Unido

No Reino Unido, o governo estabeleceu normas jurídicas para a qualidade da água potável. Muitos desses padrões provêm de diretrizes da Comunidade Européia e são baseados nas orientações da Organização Mundial da Saúde (OMS). Porém, o Reino Unido tem adotado padrões adicionais estritos e inclui uma ampla margem de segurança para assegurar uma elevada qualidade da água (Nisbet *et al.*, 2008).

De acordo com a *Health Protection Agency* (2007), é elevada a qualidade do fornecimento público de água potável no Reino Unido, alcançando um padrão de confiança da qualidade da água de > 99% na Inglaterra e no País de Gales em 2006, e na Escócia e Irlanda do Norte em 2005. São realizados testes microbiológicos de amostras de água da torneira de consumidores e, como pode ser observado na Tabela 3.6, o cumprimento dos padrões dos parâmetros microbiológicos, inclusive de oocistos de *Cryptosporidium*, é consistentemente elevado em todo o Reino Unido.

Tabela 3.6 - Testes microbiológicos não incluídos nos padrões de água potável- Adaptado de *Health Protection Agency* (2007).

| Região | % dos parâmetros que não estão nos padrões | | |
|-----------------------------------|--|------------------------------------|---------------|
| | Bactérias do Grupo Coliformes | Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> | <i>E.coli</i> |
| Inglaterra e País de Gales (2006) | 0,07% | 0 | 0,03% |
| Irlanda do Norte (2005) | 0,22% | 0 | 0,04% |
| Escócia (2005) | 0,21% | 6,3% ⁽¹⁾ | 0,07% |

Legenda: (1) - Os resultados para a Escócia citam o número de amostras contendo os oocistos, enquanto os da Inglaterra, País de Gales e Irlanda do Norte, citam o número de amostras que excederam o padrão de concentração na água de 1 ooc./10L.

Na Escócia e na Irlanda do Norte, a qualidade da água é de responsabilidade do *Scottish Executive* e do *Northern Ireland Water Service*, respectivamente. Na Inglaterra e no País de Gales, o *Drinking Water Inspectorate* (DWI) é o órgão, nomeado pelo governo, responsável por regular a qualidade da água (Nisbet *et al.*, 2008).

Os regulamentos que regem a qualidade da água no Reino Unido são:

- *Water Industry Act* de 1991
- *Water Supply (Water Quality) Regulations* (Inglaterra) de 2000
- *Water Supply (Water Quality) Regulations* (País de Gales) de 2001
- *Water Supply (Water Quality) Regulations* (Irlanda do Norte) de 2002.

Assim, ainda hoje a legislação vigente sobre o controle da qualidade da água na Inglaterra é a *Water Supply (Water Quality) Regulations* implementada em 2000. Essa regulamentação determina que seja realizada a “avaliação dos riscos” em relação a um

tratamento, isto é, uma avaliação para determinar se o tratamento é eficiente, o qual determinará se existe, ou se continua a existir após o tratamento, um risco significativo da presença de oocistos de *Cryptosporidium* na água fornecida. Assim, para o cumprimento dessa regulamentação, exigiu-se que fossem implementadas melhorias no tratamento da água para que se procedesse depois a avaliação de risco. A mesma regulamentação determina ainda as águas destinadas ao consumo humano sejam submetidas a um processo de tratamento que garanta que o número médio de oocistos de *Cryptosporidium* na água tratada seja menor que 1ooc./10L, assumindo assim um risco mais tolerante comparado ao dos Estados Unidos (0,075 ooc./L).

Lake *et al.* (2007) alegam que desde que a regulamentação foi implementada os surtos de Criptosporidiose sofreram uma significativa diminuição, com redução média anual de 615 casos relatados. Estes autores analisaram todos os casos de Criptosporidiose na Inglaterra e no País de Gales comunicados à Vigilância Nacional entre 1989 e meados de 2005 e observaram que menos casos de Criptosporidiose ocorreram no primeiro semestre do ano e mais casos foram registrados no segundo. Este aumento não estava associado, porém, à água potável. Desse modo, o benefício da intervenção foi de 905 casos notificados (redução média no primeiro semestre do ano).

Portanto, o monitoramento da água para que não ocorra a contaminação bem como novos métodos de detecção desses microrganismos permitirão maior sensibilidade e quantificação dos oocistos de *Cryptosporidium*. Isto não só permitirá avaliação endêmica e baixo risco à saúde pública, bem como elucidará fontes e causas de surtos e doenças.

3.5 - FILTRAÇÃO

3.5.1 - Aspectos gerais

A filtração rápida tem como objetivo a clarificação da água contendo partículas em suspensão, separação de partículas e microrganismos indesejáveis da água que não tenham sido retidos nos processos de coagulação e sedimentação com a utilização de um meio poroso adequado (Ives, 1969).

A água que entra no filtro contém uma variedade muito grande de partículas em suspensão. O tamanho das partículas em suspensão pode variar desde flocos relativamente grandes, de 1 mm de diâmetro, até colóides, bactérias e vírus com tamanhos inferiores a 1µm.

A filtração pode ser realizada das seguintes formas: com baixa carga superficial (filtros lentos), com alta carga superficial (filtros rápidos), em meios porosos (pastas de argila, papel de filtro), em meios granulares (areia, antracito, pedregulho ou combinados), por fluxo ascendente, descendente ou misto (parte ascendente e parte descendente), podendo ainda trabalhar à pressão ou por gravidade segundo a magnitude da carga hidráulica que exista sobre o meio filtrante (Valencia, 1992).

No processo de filtração lenta, onde a velocidade da vazão é de aproximadamente 0,2 m/h a efetividade da filtração conta principalmente com a ação de camada de bactérias, protozoários e algas que se desenvolve a poucos centímetros da superfície do meio filtrante, chamada “schmutzdecke”. No processo de filtração rápida, onde a velocidade de percolação é entre 5 a 15 m/h, a ação de filtração é física ou físico-química, sendo que os processos biológicos estão praticamente ausentes nesse processo de tratamento (Ives, 1969).

De acordo com Valencia (1992), os principais fatores que influenciam no processo de filtração são: tipo do meio filtrante, velocidade de filtração, tipo de suspensão (características físicas e químicas), temperatura e resistência do floco formado na etapa prévia de coagulação.

Vale ressaltar que a filtração é a última etapa de clarificação da água antes do processo de desinfecção, sendo crítica na garantia de qualidade da água para consumo humano. Nesta etapa deve-se garantir que organismos patogênicos resistentes à desinfecção por cloro, como os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* sejam removidos. Desta forma, para garantir a adequada eficiência de remoção desses organismos, o Ministério da Saúde, por meio da Portaria nº 518, “recomenda que a filtração rápida tenha como meta a obtenção de efluente filtrado com valores de turbidez inferiores a 0,5 UT em 95% dos dados mensais e nunca superiores a 5,0 UT” (Brasil, 2004).

3.5.2 - Mecanismos da filtração

A remoção de partículas com dimensões muito menores que os poros do meio filtrante descartaram a idéia inicial de que a filtração era realizada por um simples efeito físico de coar, sendo impossível explicar a remoção das partículas somente por meio desse mecanismo (Valencia, 1992). Os mecanismos que atuam no transporte da matéria em suspensão dentro do meio filtrante e permitem sua aderência com maior ou menor eficiência a ele, distinguem-se segundo o tamanho das partículas, densidade e as suas características eletroquímicas.

Desta forma, Ives (1969) considera que a remoção de partículas por meio da filtração pode ocorrer pela ação de dois mecanismos distintos: transporte e aderência. O mecanismo dominante depende das características físicas e químicas da suspensão e do meio, da taxa de filtração e das características químicas da água.

No mecanismo de transporte as partículas são levadas a se aproximarem dos grãos do meio filtrante por meio dos seguintes mecanismos: impacto inercial, interceptação, sedimentação, difusão e ação hidrodinâmica, os quais são ilustrados na Figura 3.3.

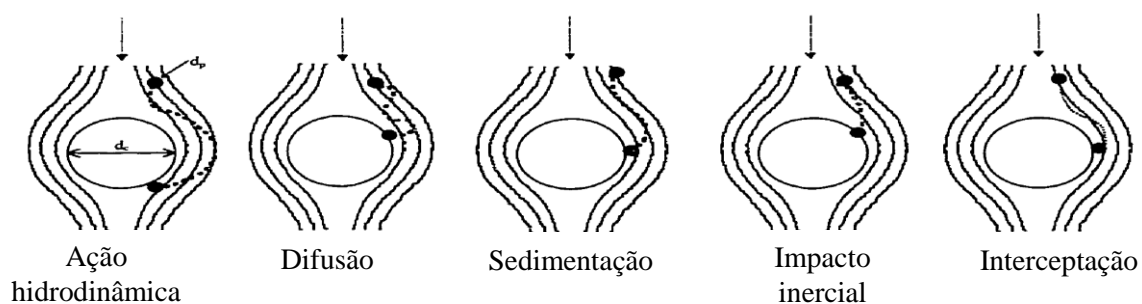


Figura 3.3 – Mecanismos de transporte de partículas na filtração (Ives, 1969).

O mecanismo de ação hidrodinâmica ocorre quando as partículas relativamente grandes podem ter em suas extremidades velocidades diferentes devido aos gradientes de velocidade. Esta diferença provocará rotação dessas partículas, produzindo uma diferença de pressão na direção perpendicular ao escoamento, gerando uma força que a conduzirá para uma zona de velocidade mais baixa através de linhas de corrente, passando de uma linha de corrente para outra mais próxima do meio filtrante.

O mecanismo da difusão predomina em partículas muito pequenas (menores que $1\mu\text{m}$ de diâmetro) que estão sujeitas ao movimento Browniano devido à energia térmica que

envolve as moléculas da água. Existe uma tendência das partículas pequenas se difundirem desde as áreas de maior concentração às áreas de menor concentração através de movimento aleatório, fazendo com que as partículas movam-se até a proximidade da superfície dos grãos (Ives, 1969; Valencia, 1992).

O mecanismo da sedimentação ocorre quando as partículas são relativamente grandes e com elevada densidade, com velocidade de sedimentação relativamente alta. A aproximação das partículas às linhas de corrente mais próximas, o que favorece o contato com a superfície dos grãos, dependendo do vetor velocidade de sedimentação e velocidade de escoamento.

Quando a velocidade do fluxo é baixa as partículas deslocam-se nas linhas de fluxo. Contudo, quando a velocidade é alta e a partícula é grande levam-se em conta os efeitos da inércia, os quais fazem com que elas possam seguir uma trajetória distinta das linhas de fluxo se adquirirem suficiente quantidade de movimento para isso. Isto é, ao passar uma suspensão ao redor de um obstáculo enquanto as linhas de fluxo se curvam, as partículas podem continuar sua trajetória original, impulsionadas pelas forças de inércia e chocarem com grãos do filtro aderindo-se a eles.

A interceptação ocorre quando uma partícula junto à linha de corrente movimenta-se próximo o bastante do meio filtrante para ocorrer a aderência. Este é um efeito interceptivo direto e não conta com nenhuma força para transportar as partículas através das linhas de corrente. Este mecanismo independe da massa ou densidade da partícula, mas depende do diâmetro (Ives, 1969).

Os mecanismos da filtração podem atuar nas partículas simultaneamente. De forma geral, pode-se dizer que para partículas muito pequenas a difusão predomina; para partículas maiores que 10 μm , com densidade significativamente maior que da água, a sedimentação prevalece; quanto maior a partícula, mais significativa será a interceptação e, todas as partículas estarão sujeitas ao efeito hidrodinâmico. Entretanto, durante o processo de filtração, difusão e sedimentação são dominantes os mecanismos de transporte.

A aderência das partículas à superfície do meio filtrante é atribuída a forças moleculares e físico-químicas e depende das propriedades da superfície desses materiais. Pequenas forças

superficiais começam a influenciar no movimento das partículas próximas às superfícies dos grãos. Se as partículas foram desestabilizadas suficientemente até que as forças repulsivas eletrostáticas tenham sido minimizadas, a colisão das partículas com a superfície dos grãos é possível e a aderência pode ocorrer devido à atração das forças de Van der Walls (Cleasby, 1990).

O desprendimento também é considerado um mecanismo de filtração por alguns autores, como Ives (1975) e Di Bernardo e Dantas (2005). Esse processo é análogo ao mecanismo de aderência que pode ser considerado como uma etapa do desprendimento seguido por uma etapa de transporte do líquido no fluido. As partículas são removidas e aderidas aos coletores, onde acumulam. Quando a intensidade da força hidrodinâmica das partículas excede as forças de aderência, ocorre o desprendimento das partículas que são levadas para as camadas seguintes do meio filtrante.

3.5.3 - Filtração direta

Como já mencionado, a filtração rápida consiste na passagem da água pré-tratada através de meio granular, com velocidades de 120 a 600 m/d. Durante a operação, sólidos são removidos da água e acumulados no interior dos poros e na superfície do meio filtrante, de acordo com os mecanismos de transporte e aderência descritos no item anterior. Esta acumulação resulta em um aumento gradual da perda de carga do filtro se as vazões são prolongadas (Cleasby, 1990).

A filtração rápida tem como característica meio granular fino com maior aplicação na clarificação de águas com partículas em suspensão com tamanho entre 0,1 μm a 50 μm . Os materiais filtrantes comuns utilizados são: areia, carvão triturado de antracito, carvão orgânico granular, granada ou ilmenita. É sempre importante lembrar que nesse processo é essencial o pré-tratamento da água natural por coagulação química para se obter remoção de partículas (Ives, 1970; Cleasby, 1990).

A filtração direta é um processo de tratamento de água que inclui adição de coagulante, mistura rápida e filtração, não sendo utilizada a decantação para clarificação da água. Desta forma, não é adotada para tratar água com elevada cor e turbidez (ver Tabela 3.8). É aplicável para águas que apresentam poucas variações de qualidade, tendo-se que observar

além dos parâmetros de cor e turbidez, a concentração de algas e suas espécies, matéria orgânica, coliformes totais e, em alguns casos, a concentração de ferro e manganês. Pode ser realizada com ou sem a etapa de floculação, apresentando três configurações básicas distintas: filtração direta ascendente, filtração direta descendente (com ou sem pré-floculação) e dupla filtração. Estas configurações são apresentadas na Figura 3.4.

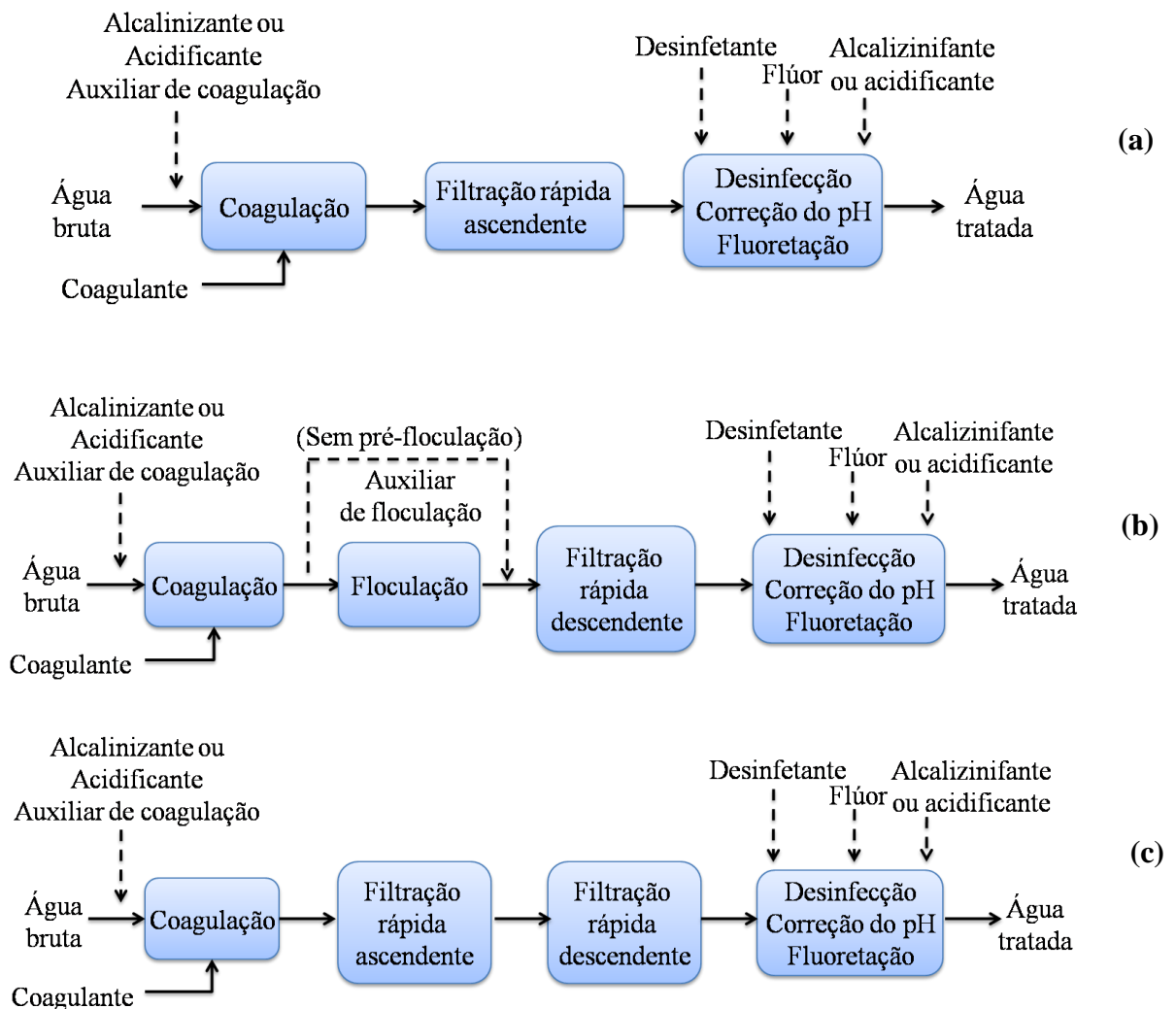


Figura 3.4 – Configuração dos sistemas de filtração direta. (a) filtração direta ascendente, (b) filtração direta descendente, com e sem pré-floculação, (c) dupla filtração (Di Bernardo *et al.*, 2003).

A filtração direta é muito utilizada para tratar água natural de boa qualidade. Ela apresenta vantagens sobre o tratamento convencional, como baixo custo, pois não necessita de tanque de sedimentação, requer baixas dosagens de coagulante, apresenta pouca produção de lodo tendo custos baixos com seu tratamento e disposição. Entretanto, deve ser

analisada com cautela em casos de água com elevado risco de contaminação microbiológica, pois apresenta números de barreiras reduzidos.

A tecnologia de filtração direta ascendente aproxima-se da filtração ideal, pois a água escoar no sentido dos grãos maiores para os menores, onde a areia é utilizada como único material filtrante e a retenção das impurezas ocorre exclusivamente no meio granular.

Após o período de operação, os filtros rápidos são lavados por retrolavagem, normalmente com água tratada, com vazão ascensional relativamente alta para expandir o meio filtrante e desprender o material sólido retido nela (USEPA, 2000a). A lavagem do meio filtrante pode ser realizada exclusivamente com água, com ar seguido de água ou com água e ar concomitantemente.

Raveendran e Amirtharajah (1995, *apud* Emelko, 2001) descreveram a interação entre as partículas em suspensão e os grãos do meio. O cálculo da força de interação que controla o desprendimento da partícula indicou que a solução química afeta o desprendimento da partícula durante a lavagem. Entretanto, a otimização das condições de operação para um melhor “*attachment*” (aderência) durante o período de operação normal do filtro pode fazer com que fique mais difícil a remoção das partículas durante a lavagem do filtro.

O filtro ascendente, apresentado de forma esquemática na Figura 3.5, é constituído por uma câmara com fundo falso, onde acima deste é colocada a camada suporte e, em seguida, a camada filtrante usualmente formada por leito estratificado. Pode ser de concreto, aço ou fibra-de-vidro, abertos ou sob pressão. A água a ser filtrada escoar no sentido ascendente, onde os grãos mais grossos ficam em baixo e os mais finos em cima; assim todo o material filtrante participa da filtração, retendo as impurezas de maiores diâmetros nas subcamadas inferiores e as menores, no material granular mais fino.

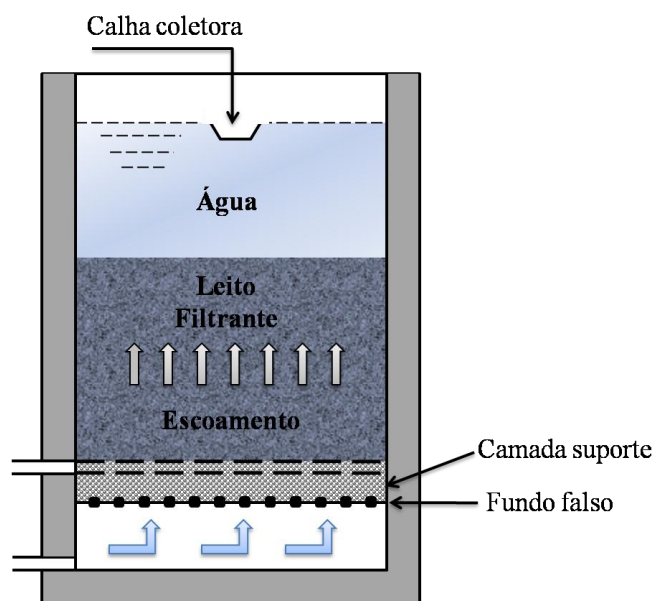


Figura 3.5 – Configuração de um filtro ascendente – Adaptado de Di Bernardo *et al.* (2003).

Di Bernardo *et al.* (2003) ressaltam que apesar desse processo apresentar algumas vantagens em relação ao sistema de tratamento completo, a filtração direta ascendente exige controle mais rigoroso da dosagem de produtos químicos; a carreira de filtração será afetada com mudança na qualidade da água; o tempo de contato na unidade é relativamente curto, havendo possibilidade de contaminação do reservatório de água filtrada após a lavagem do filtro.

A filtração direta ascendente também possui vantagens sobre a tecnologia de filtração direta descendente. Como o sentido do escoamento é na direção da diminuição da granulometria do material filtrante, o desenvolvimento da perda de carga é menor o que resulta em carreiras de filtração maiores. Além disso, utiliza leito estratificado, dispensa a necessidade de unidade adicional de floculação e o uso de polímeros quando estes podiam ser necessários na filtração direta descendente. Porém, tem como desvantagens admitir menores taxas de filtração; a água de lavagem sair pela mesma tubulação ou canal que a água filtrada; necessidade de melhor sistema de drenagem; necessidade de 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.

Na Tabela 3.7 são apresentados os valores sugeridos por Di Bernardo *et al.* (2003) para os parâmetros de qualidade da água bruta mais adequados para tratamento por filtração direta

ascendente. Porém, deve-se salientar que somente com estudos em escala piloto será possível obter informações seguras da tecnologia de tratamento para determinada água em estudo.

Tabela 3.7 – Valores para parâmetros de qualidade da água bruta para filtração direta ascendente (adaptado de Di Bernardo *et al.*, 2003).

| Parâmetros | Valores sugeridos |
|--|-------------------|
| Turbidez (UT) | 90% ≤ 10 |
| | 95% ≤ 25 |
| | 100% ≤ 100 |
| Cor verdadeira (UH) | 90% ≤ 20 |
| | 95% ≤ 25 |
| | 100% ≤ 50 |
| Sólidos em suspensão (mg/L) | 95% ≤ 25 |
| | 100% ≤ 100 |
| Coliformes totais (NMP/100ml) | 1000 |
| <i>E. coli</i> (NMP/100ml) | 500 |
| Densidade de algas (UPA/ml) | 500 |
| Taxas de filtração (m ³ /m ² .d) | 160-240 |

3.6 - REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM*

3.6.1 - Influência das condições de coagulação na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*

Apesar do progresso no desenvolvimento de tecnologias de desinfecção capazes de alcançar níveis razoáveis de inativação de oocistos de *Cryptosporidium*, as tecnologias físico-químicas tradicionais continuam sendo importantes ferramentas para se alcançar níveis desejáveis de remoção desses organismos. Desta forma, somente a adoção de multi-barreiras no tratamento de água, em que a combinação de vários desinfetantes e tecnologias de filtração são aplicadas para remoção e inativação de diferentes patógenos, pode garantir um baixo risco de contaminação microbiológica. Um componente da operação de tratamento de água convencional, filtração rápida com meio granular, tem demonstrado considerável eficácia como barreira contra o protozoário *Cryptosporidium*.

Os oocistos de *Cryptosporidium* presentes na água são formas vivas de microrganismos e se comportam como partículas, com as características inerentes a elas. Conseqüentemente, a remoção e inativação destes organismos deve ser feita por meio de processos destinados

à remoção de sólidos e por processos não convencionais de desinfecção. Portanto, como são considerados partículas, a remoção otimizada de partículas (mensuradas por turbidez ou contagem de partículas) deve corresponder à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (Emelko *et al.*, 2005).

Shaw *et al.* (2000, *apud* Abramovich *et al.*, 2004) afirmam que é difícil a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pela filtração, sem tratamento químico prévio na coagulação, pois é gerada uma repulsão eletrostática entre os oocistos e a superfície do meio filtrante.

Como as condições do pré-tratamento e da própria filtração afetam a remoção de partículas na filtração, a dos oocistos de *Cryptosporidium* é também influenciada por essas condições. De acordo com Emelko *et al.* (2005), coagulação, auxiliares de filtração, carga hidráulica, temperatura, amadurecimento e meio filtrante são as condições operacionais que afetam a remoção de partículas por filtração e a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, além do modo e operação do processo de tratamento de água.

A interação entre partículas e a habilidade delas de flocularem e serem removidas por filtração depende, em grande extensão, da carga superficial medida por meio do potencial zeta. Pesquisas sobre as propriedades eletrocinéticas dos oocistos de *Cryptosporidium* foram conduzidas sob várias condições e foi possível estabelecer que os oocistos são negativamente carregados. Emelko (2003) destaca que o valor do potencial zeta do oocisto de *Cryptosporidium* é afetado por fatores múltiplos como a qualidade da água, tipo e dosagem de coagulante e pH.

Resultados obtidos por Bustamante *et al.* (2001) sobre a interação entre oocistos de *Cryptosporidium* e coagulantes sugerem que os mecanismos predominantes com a utilização do cloreto férrico e sulfato de alumínio são distintos. A Figura 3.6 resume os resultados obtidos por esses autores.

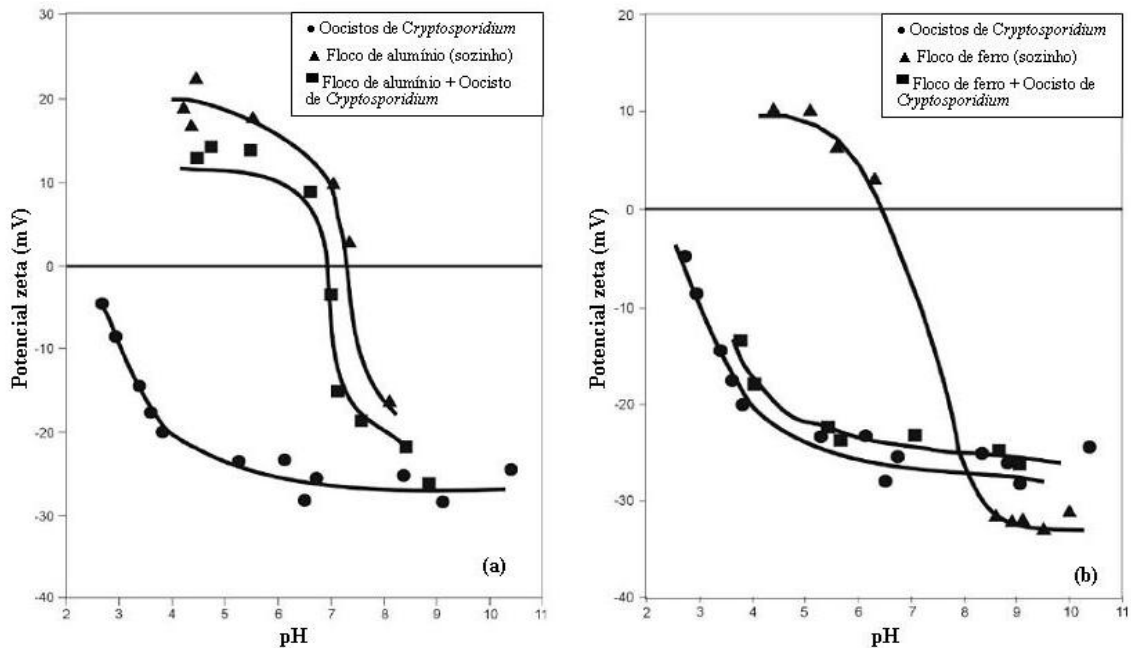


Figura 3.6 – Efeito do pH no potencial zeta (a) com uso de alumínio como coagulante, (b) com uso do ferro como coagulante (Bustamante *et al.*, 2001).

Como pode ser observado na Figura 3.6, ao se utilizar alumínio como coagulante constatou-se que o potencial zeta dos oocistos apresentou valor similar ao dos flocos de alumínio, indicando que a superfície dos oocistos encontrava-se revestida com espécies hidrolisadas do coagulante as quais foram quimiossorvidas no oocisto. Desta forma, os autores sugeriram que com a utilização deste coagulante o mecanismo de coagulação está associado à neutralização da carga superficial negativa dos oocistos. Porém, ao utilizarem cloreto férrico como coagulante os autores constataram que o potencial zeta dos oocistos de *Cryptosporidium* não foi afetado na faixa de pH analisada (3-10) e que a remoção de oocistos pela coagulação pode ser decorrente da floculação por mecanismo de varredura devido à precipitação rápida do íon férrico e à ausência de adsorção específica nessa faixa de pH.

Ao analisarem o potencial zeta apenas dos flocos de cloreto férrico em função do pH, Bustamante *et al.* (2001) observaram que em concentrações elevadas de ferro o potencial zeta desses flocos também apresentava-se muito mais elevado na faixa de pH entre 3 e 10. Em valores baixos de pH (< 3,0), poucos flocos foram formados, aumentando substancialmente o número de flocos com o aumento do pH. Ao analisarem o potencial zeta dos oocistos de *Cryptosporidium* utilizando alumínio como coagulante verificaram que este se apresentou altamente dependente do pH, aumentando o número de flocos com

o aumento do pH. O potencial zeta dos oocistos apresentou-se similar ao potencial zeta dos flocos de alumínio.

Xagorarakis e Harrington (2004) avaliaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e o potencial zeta, utilizando alumínio como coagulante em água sintética com diferentes concentrações de matéria orgânica (3.6, 5.9 e 8.7 mg/L). Estes autores mostraram que a remoção de oocistos ocorreu em elevadas doses de alumínio (30 e 100mg/L), porém em mecanismo distinto do observado por Bustamante *et al.* (2001) (mecanismo de varredura) quando foi utilizado o mesmo coagulante. Os autores atribuíram a mudança de mecanismo de coagulação à alta concentração de matéria orgânica presente nas amostras.

States *et al.* (2002) examinaram a influência da diminuição do pH de coagulação na remoção de *Cryptosporidium* em condições diferentes de temperatura e observaram que, para os coagulantes testados (cloreto férrico e cloreto de polialumínio) não há alteração nesta remoção com diminuição do pH. Entretanto, ao utilizarem o cloreto férrico como coagulante a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi mais eficiente em baixas temperaturas (4°C) sendo necessário manter constante o pH para assegurar bom nível de tratamento, e obter log maior de remoção (6,11 log).

Silva *et al.* (2008) avaliaram, em escala piloto, a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* ao utilizarem como coagulantes o sulfato de alumínio e o cloreto férrico, nas etapas de clarificação (coagulação, floculação e decantação) e em condições de baixa e elevada turbidez, $10 \pm 0,5$ UT e 100 ± 5 UT, respectivamente. Os resultados desse estudo indicaram que as melhores remoções de oocistos de *Cryptosporidium* ocorreram quando foi utilizado o cloreto férrico como coagulante, com valores inferiores a 45 ooc./L, e de 126 oocistos/L quando foi utilizado sulfato de alumínio, porém, em termos de turbidez não houve associação entre esta e a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, já que não houve diferença estatística significativa entre ambos os coagulantes.

Brow e Emelko (2009) avaliaram, em escala piloto, os efeitos da utilização do coagulante cloreto férrico, sulfato de alumínio e quitosana na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e microesferas do tamanho dos oocistos no processo de filtração em três diferentes condições de operação: operação estável, coagulação sub-ótima e processo sem coagulação. Para as condições analisadas, as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* e

microesferas foram similares, alcançando log de remoção de 4,4, 4,1 e 4,2 para remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e de 4,0, 3,1 e 4,1 para remoção de microesferas quando utilizados os coagulantes sulfato de alumínio, cloreto férrico e quitosana, respectivamente. Essas diferenças observadas nas remoções podem estar associadas às cargas superficiais e compressibilidade das microesferas e dos oocistos e aos diferentes mecanismos de interação entre os coagulantes e os oocistos.

3.6.2 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em sistemas de filtração rápida

O princípio geral para prover água com qualidade relativamente segura é o conceito de múltiplas barreiras, as quais envolvem proteção da água natural, otimização do processo de tratamento e a devida manutenção dos sistemas de distribuição. A importância de múltiplas estratégias de tratamento para inativação ou remoção de protozoários da água para consumo humano tem sido ressaltada em muitos estudos em decorrência das limitações e custos de adequada inativação de protozoários no processo de desinfecção convencional.

A efetividade das tecnologias de tratamento de água, convencional e avançada, na remoção de protozoários pode ser avaliada por meio de experimentos de sistemas de tratamento de água em escala de bancada, piloto ou em escala real. O limite da eficácia dos desinfetantes, à exceção da radiação ultravioleta e da ozonização, como barreira ao oocisto de *Cryptosporidium* em tratamentos de água para consumo humano, ressalta a importância do aumento da remoção de oocistos por filtração (Emelko, 2003; Betancourt e Rose, 2004; Emelko *et al.*, 2005; Tufenkji *et al.*, 2006). Os trabalhos indicam que a filtração oferece uma excelente barreira contra a passagem de patógenos como o *Cryptosporidium* em sistemas de tratamento de água quando operada corretamente.

Tradicionalmente, a filtração pode ser avaliada pela mensuração de turbidez e contagem de partículas, embora muitos estudos mostrem que baixos níveis de turbidez ou contagem de partículas não fornecem segurança de boa remoção de oocistos (States *et al.*, 2002; Emelko, 2003; Abramovich *et al.*, 2004; Emelko, 2005).

Hsu e Yeh (2003) investigaram, em estudo em escala piloto, a efetividade de três processos de tratamento de água para consumo humano (processo convencional sem pré-cloração; processo convencional com ozonização e abrandamento e processo integrado de

membranas; a microfiltração e nanofiltração) para remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. O coagulante usado nos processos avaliados nesse estudo foi o alumínio líquido (7,5% Al₂O₃), com dosagens entre 50 e 80 mg/L. O resultado dessa investigação demonstrou que coagulação, seguida de sedimentação e filtração, removeu uma elevada percentagem dos parasitas presentes na água bruta. Entretanto, foi verificada a possibilidade dos oocistos passarem através dos filtros. Os autores relataram que o sistema de microfiltração apresentou completa efetividade na interceptação dos oocistos. Este estudo também demonstrou a existência de correlação significativa entre a turbidez e os oocistos de *Cryptosporidium*. Os autores sugerem que esse parâmetro físico pode ser um adequado indicador para prever a ocorrência do oocisto de *Cryptosporidium* na amostra de água tratada.

O estudo de States *et al.* (2002), em escala piloto, mostrou que os oocistos de *Cryptosporidium* são efetivamente removidos por tratamento de água convencional com log médio de remoção para todos os três coagulantes avaliados (cloreto férrico, cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio) de 5.8.

Lee *et al.* (2007) mostraram em seu estudo que o processo de tratamento convencional pode ser efetivo na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Entretanto, não obtiveram valores de remoção tão elevados como States *et al.* (2002). A coagulação adequada, se seguida por sedimentação, pode alcançar log de remoção de 1,2 a 1,5 de oocistos de *Cryptosporidium* e a filtração pode alcançar log de remoção entre 1,3 a 1,5. Contudo, o processo de tratamento de água convencional alcançou log de remoção de 2,5 a 3,0 de oocistos de *Cryptosporidium*. Os autores deste estudo enfatizaram a importância de manter um bom desempenho da remoção da turbidez, com valores menores a 0,1 UT, durante o tratamento da água para minimizar a possibilidade de contaminação da água tratada.

Dugan *et al.* (2001) avaliaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em instalação piloto de tratamento convencional com variação da turbidez natural. Os resultados desse estudo mostraram que a água bruta com turbidez mais elevada (270 UT) levou a maiores remoções de oocisto de *Cryptosporidium* através da coagulação, floculação e sedimentação.

Assavasilavasukul *et al.* (2008) observaram que a remoção de *Cryptosporidium* por meio do tratamento convencional aumenta com o aumento da concentração inicial de patógenos e há diferenças nos logs de remoção entre baixas e altas concentrações. Nesse estudo alcançou-se remoção de 0,73 a 5,2 log de oocistos de *Cryptosporidium* e foi demonstrado que a concentração inicial de microrganismos e outros fatores, como turbidez da água bruta e método de amostragem, contribuem para que sejam observadas diferenças na capacidade de remoção de patógenos no tratamento convencional.

No que concerne à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* utilizando filtração direta, Ongerth e Pecoraro (1995) realizaram estudo em escala piloto para avaliar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta. Estes autores utilizaram filtro com triplo meio filtrante (antracito + areia + granada) e alumínio como coagulante e avaliaram a eficiência de remoção de oocistos em condições ótimas de coagulação e em condições de super-dosagem de coagulante. Utilizaram concentração de inoculação de aproximadamente 5.000 ooc./L. Para a análise de oocistos foram monitoradas amostras da água bruta (após inoculação), imediatamente antes da entrada no filtro e após a filtração bem como a turbidez, o pH e a perda de carga no filtro. Os valores de pH foram mantidos entre 7,2 e 7,5.

Foram obtidas remoções de oocistos de *Cryptosporidium* na faixa de 2,7 a 3,1 logs e 1,5 log em condições ótimas de coagulação e super-dosagem, respectivamente, demonstrando que o processo da filtração direta pode ser eficiente no controle de oocistos de *Cryptosporidium*. Entretanto, os autores enfatizam que para se obter níveis ótimos de remoção é necessário o controle da coagulação química e da floculação.

Estudo em escala de bancada por processo de filtração com meio filtrante de dupla (antracito + areia) e tripla camadas (antracito + areia + granada) foi conduzido por Emelko (2003) para remoção de oocistos de *Cryptosporidium* viáveis e inativados por formalina. Condições de operação como operação estável, amadurecimento e condições não ótimas de coagulação também foram avaliadas. Os valores de turbidez efluente aos filtros durante a operação estável (isto é, após o período de amadurecimento) ficaram entre 0,04 e 0,06 UT, variaram de 0,05 a 0,89 UT durante o período de amadurecimento e entre 0,04 e 0,60 UT quando condições não ótimas de coagulação foram testadas.

O filtro rápido com meio filtrante de camada tripla apresentou dados de turbidez mais consistente nos primeiros 60 minutos de operação. Durante a fase de estabilização de operação e condições não ótimas de coagulação, os dois filtros (camada dupla e camada tripla) apresentaram resultados similares. Na fase de amadurecimento a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração foi baixa e, considerando as condições não ótimas de coagulação, ocorreu diminuição na remoção dos oocistos. A remoção de oocistos de *Cryptosporidium* não foi substancialmente diferente nos dois filtros avaliados, para as condições de operação consideradas.

Fernandes (2007) em estudo piloto também utilizando filtro de camada dupla (antracito + areia) demonstrou, de forma similar a Emelko (2003), que no período inicial da carreira de filtração tem-se uma menor eficiência na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Para os experimentos de filtração direta a autora utilizou duas faixas de valores de pH (5,0 – 5,5 e 6,0 – 7,0), que foram selecionados com base nos diagramas de coagulação obtidos a partir dos testes de jarros realizados com as amostras, sob condições de dosagem ótima e super-dosagem de coagulante que eram selecionados antes do início de cada experimento de filtração com taxa de filtração constante de 210 m³/m².d.

Os resultados obtidos por Fernandes (2007) para turbidez da água filtrada mostraram a vulnerabilidade do período de amadurecimento do filtro, período em que os valores de turbidez foram superiores aos demais e em que foram obtidos os menores valores de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*. Ao testar a influência da dosagem de coagulante, a autora verificou que a super-dosagem não apresenta diferenças significativas de eficiência com relação à dosagem ótima de coagulante, o que também tinha sido verificado por Ongerth e Pecoraro (1995).

Quando foi avaliada a remoção dos parâmetros de qualidade da água (clorofila-a, turbidez, Coliformes totais e *E.coli*) foram verificadas tendências de maiores remoções em condições ótimas de coagulação quando comparadas a condições de super-dosagem de coagulante, fato este também constatado por Fagundes (2006).

São poucos os trabalhos que avaliam a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em sistema de filtração direta, provavelmente em função do limitado número de barreiras físicas (somente 1) nessas seqüências de tratamento.

No Brasil, embora o tratamento convencional ainda seja o mais utilizado, o uso de sistema de filtração direta tem crescido em função dos menores custos de implantação. Em vários estados, a utilização do processo de filtração direta já supera a utilização de tratamento convencional, como nos estados da região Nordeste, onde existem 257 estações de tratamento de água que empregam esta tecnologia, das quais 242 empregam a filtração direta ascendente (Di Bernardo *et al.*, 2003).

Nesse sentido, é de grande importância avaliar como esses sistemas se comportam frente à ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta. Essa avaliação com relação à filtração direta ascendente é particularmente relevante face à total ausência de estudos com esse tipo de filtro.

3.6.3 - Indicadores da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em processos de tratamento de água

Em virtude das características dos oocistos de *Cryptosporidium* já citadas, que o torna um dos microrganismos de veiculação hídrica mais resistente, do elevado custo para detecção, do considerável tempo necessário para tal, e da dificuldade analítica, o seu uso direto para avaliação do desempenho de remoção pode representar um potencial risco à saúde.

Desta forma, é necessário estabelecer um indicador confiável da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em estações de tratamento de água, que de acordo com a USEPA (2005b), deve ter um tamanho efetivo de 3µm ou menor para poder ser utilizado para comprovar a remoção de *Cryptosporidium*.

Vários trabalhos indicam limitações na utilização dos indicadores turbidez e coliformes (Ndionge *et al.*, 2000; Huck *et al.*, 2002; Hargesheimer *et al.*, 2002). Assim, pesquisas com intuito de descobrir novos indicadores de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração têm sido realizadas. Indicadores como esferas de poliestireno, contagem de partículas e algas têm sido estudados e analisados com esta finalidade (LeChevallier e Norton, 1992; Li *et al.*, 1997; Ndionge *et al.*, 2000; Huck *et al.*, 2001; Akiba *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2002; Huck *et al.*, 2002)

Muhammad *et al.* (2008) avaliaram o desempenho de dois dispositivos de pontos de uso (pia de cozinha e torneira) em remover contaminantes biológicos (bactérias, representadas por *E.coli*; vírus, representados por MS2 bacteriophage e *Cryptosporidium*) e a utilização de esferas de poliestireno látex (PSL) e *Bacillus subtilis* como indicadores conservativos da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. A microesfera PSL utilizada tinha diâmetro de 2,83 µm e os *Bacillus subtilis* são esporos aeróbios não infecciosos quase sempre presentes em água superficial em concentrações maiores que as dos oocistos de *Cryptosporidium* e são mais difíceis de serem removidos durante processo de filtração e clarificação. Os resultados experimentais demonstraram que esporo de *Bacillus subtilis* é o indicador conservativo mais efetivo de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* para sistemas de separação que funcionem predominantemente por mecanismos de tratamento com interação de cargas eletrostáticas envolvendo características superficiais do meio e de organismos.

Akiba *et al.* (2002) conduziram estudo em oito estações de tratamento de água no Japão, utilizando processo de tratamento convencional (coagulação, sedimentação e filtração rápida) para avaliar a viabilidade de utilizar algas como indicadores da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Para tanto, avaliaram as características de coagulação e filtração entre as algas e o *Cryptosporidium parvum*, já que estes possuem propriedades físicas similares, como o potencial zeta. Além desta vantagem as algas não são perigosas e são de fácil determinação.

Utilizaram as algas *Microcystis viridis*, *Microcystis aeruginosa* e *Selenastrum capricornutum* e oocistos de *Cryptosporidium* na concentração de 10^7 ooc./5mL. A média de remoção de algas foi de 2,68 log, próxima a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* usualmente encontrada em processo de tratamento convencional. Das três espécies de algas utilizadas, a *Selenastrum capricornutum* mostrou ter características similares de coagulação e filtração com as dos oocistos de *Cryptosporidium*. Desta forma, os autores concluíram que as algas podem ser consideradas como um indicador apropriado da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e sua contagem pode ser uma mensuração rotineira para o monitoramento do desempenho de estações de tratamento de água na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Huck *et al.* (2002) avaliaram em duas instalações piloto por processo convencional com filtração em meio duplo, a aplicabilidade da turbidez e a contagem de partículas no monitoramento de oocistos de *Cryptosporidium* em água com baixa turbidez e número de partículas. Foram incluídos no estudo o período de operação estável, condição sub-ótima de coagulação, amadurecimento e traspasse. Foi utilizada uma suspensão de *Cryptosporidium parvum* inativado com formalina, utilizando concentração de aproximadamente 10^5 ooc./L.

No período de operação estável, com utilização de elevada e baixa dosagem de coagulante (~40 mg/L e 5 mg/L de alumínio), foram obtidos 5,5 e 3 log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, respectivamente. Foi observado também que o log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi maior que o log médio de remoção de partículas em todos os casos (observando que a quantidade de partículas na água bruta era pequena). Desta forma, concluíram que o log de remoção de partículas pode ser usado como um indicador qualitativo conservativo da capacidade de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

No trabalho de Huck *et al.* (2002), embora tenham alcançado excelentes valores para turbidez da água filtrada, foi observado que, mesmo em níveis baixos, a turbidez não está quantitativamente correlacionada à capacidade de remoção de *Cryptosporidium*. Assim, sob condições de operação estável do filtro nem a turbidez, nem a contagem de partículas podem ser utilizados como indicadores quantitativos da capacidade de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Ao verificarem a tradicional vulnerabilidade do período de amadurecimento do filtro, foi constatada uma diminuição da remoção de *Cryptosporidium* e partículas em comparação com o período de operação estável. Já na condição de traspasse observaram que a queda na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* é maior que na remoção de partículas. Estes autores destacam que é necessário dar especial atenção à condição de traspasse, pois nesse período constatou-se apenas um pequeno aumento na contagem de partículas. Ao analisar a condição sub-ótima de coagulação (reduzindo 40 a 65% da dosagem ótima), verificou-se uma substancial redução na remoção de oocistos (~2 log).

A utilização da alga verde, *Scenedesmus quadricauda*, como indicadora da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* na filtração direta foi avaliada, em escala de bancada, por

Kim *et al.* (2002) em experimentos de filtração direta com diferentes concentrações iniciais de *Cryptosporidium parvum* (500-5000 ooc./L) e *S. quadricauda* (500-10000 cel./mL). A eficácia da remoção de ambos os microrganismos foi dependente da concentração inicial, sendo que quanto maior a concentração na água bruta, maior foi a probabilidade de detecção destes parasitas na água final. Foi observada maior correlação ($R^2 = 0,95$) entre *C. parvum* e *S. quadricauda* que a observada entre *C. parvum* e turbidez ($R^2 = 0,87$), indicando que o uso do *S. quadricauda* como indicador da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* é mais confiável que a turbidez.

Cerqueira (2008) avaliou, em escala piloto, a utilização dos parâmetros turbidez, esporos aeróbios (*Bacillus subtilis*) e microesferas fluorescentes, por meio das tecnologias de tratamento em ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração, como indicadores da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. As microesferas apresentaram-se como melhores indicadores de remoção de oocistos nos três processos utilizados podendo, segundo o autor, ser aplicadas em estudos pilotos de avaliação de remoção de oocistos.

Ao avaliar a correlação entre a concentração e log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e os indicadores (microesferas, esporos e turbidez), Cerqueira (2008) verificou que no processo em ciclo completo e filtração direta descendente, não foi observada correlação significativa entre oocistos de *Cryptosporidium* e os demais parâmetros. Ao verificar a correlação no processo de dupla filtração com turbidez inicial de 10 UT ($\pm 0,5$ UT), obteve correlação significativa (0,471252) entre oocistos de *Cryptosporidium* e microesferas (concentrações e log de remoção).

Alguns autores têm avaliado a possibilidade de utilizar a contagem de partículas como indicadores do desempenho do tratamento e remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. LeChevallier e Norton (1992) observaram uma correlação significativa entre a remoção de turbidez, e contagem de partículas ($> 5\mu\text{m}$) e os oocistos de *Cryptosporidium*. Nieminshi e Ongerth (1995) também encontraram uma boa correlação entre a remoção de partículas de tamanho entre 4 a $7\mu\text{m}$ e oocistos de *Cryptosporidium* ($R^2 = 0,79$).

Morse *et al.* (2002) avaliaram em processo de tratamento de água com coagulação, clarificação, filtração rápida em areia, ozonização, adsorção em carvão ativado granular e desinfecção final com cloro a correlação entre oocistos de *Cryptosporidium* e contagem de

partículas nas faixa de 2-5 μm e 5-10 μm e constataram que não houve relação clara, pois apesar dos protozoários terem sido encontrados na água filtrada quando a contagem de partículas foi alta ($>500/\text{mL}$) eles também foram encontrados quando a contagem foi baixa ($<200/\text{mL}$). Os autores concluíram que a contagem de partícula não deve ser utilizada como uma analogia para a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium*.

Yu *et al.* (2006) avaliaram a distribuição do tamanho de partículas e oocistos de *Cryptosporidium* em sistema de filtração rápida utilizando meio filtrante simples (areia) e duplo (areia e antracito) em diferentes condições de operação, variando a taxa de filtração (170, 240 e 360 m/d), turbidez da água bruta (baixa turbidez - 0,5 a 1,0 UT e elevada turbidez - 3 a 5 UT) e em condições de deficiência no processo de coagulação. Os autores observaram que há uma forte correlação (nível de significância) entre o número de partículas com tamanhos entre 4-7 μm e 7-14 μm e a turbidez, e fraca correlação na faixa de 2-4 μm , porém essa fraca correlação foi obtida em condições de mal desempenho do processo de coagulação.

Foi observada ainda uma correlação significativa entre o número de partículas na faixa de 4-7 μm e 7-14 μm e a concentração de oocistos de *Cryptosporidium*. Os autores atribuíram a correlação entre partículas de tamanho entre 7-14 μm à possibilidade dos oocistos serem “varridos” e saírem do filtro com os flocos maiores. Desta forma, apontaram o monitoramento da contagem de partículas de tamanho entre 4-7 μm e 7-14 μm como favorável para indicar a presença de *Cryptosporidium* ou sua remoção quando a contagem de partículas é aplicada em sistemas de filtração rápida. Nas faixas 2-4 μm , 20 a 25 μm e 25 a 100 μm houve uma pobre correlação, discordância esta entre turbidez e contagem de partículas também verificada por Bridgeman *et al.* (2002) devido à turbidez estar relacionada não unicamente à contagem de partículas mas também à natureza das partículas como a dispersão de luz ou propriedades de adsorção.

Yu *et al.* (2006) ainda explicam que a presença em grande quantidade de partículas com tamanho similar a dos oocistos de *Cryptosporidium* não significa necessariamente a existência de oocistos de *Cryptosporidium* em altos níveis. Porém, em sistema de filtração rápida pode refletir a efetividade de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e um risco potencial significativo de contaminação. Concluem ainda que a contagem de partículas

pode ser usada apenas como um indicador conservativo de contaminação por *Cryptosporidium*.

Ndionge *et al.* (2000) avaliaram a correlação entre contagem total de partículas, bactérias aeróbias formadoras de esporos e turbidez no processo de filtração direta. Estes autores encontraram forte correlação linear entre a remoção de turbidez e de esporos aeróbios. Contudo, em períodos longos de monitoramento do filtro (40h), a deterioração da qualidade da água filtrada é melhor representada por esporos aeróbicos e contagem de partículas do que pela turbidez. Conforme os autores, embora a turbidez seja um importante parâmetro, não é sensível o suficiente para monitorar pequenas variações na qualidade da água filtrada. Já o uso da contagem de partículas revelou que este parâmetro é mais indicado para monitorar a variação de qualidade da água quando comparado com a contagem de esporos e valores de turbidez.

Huck *et al.* (2001) observaram que a sensibilidade da turbidez para monitoramento dos impactos da coagulação na remoção de oocistos pode ser específica e provavelmente depende do regime de coagulação usado. Estes autores sugerem que a contagem de partículas pode ser o indicador mais sensível do mal desempenho da coagulação.

4 - METODOLOGIA

4.1 - CONSIDERAÇÕES GERAIS

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Análise de Água (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília. Neste item será apresentada a metodologia proposta para desenvolvimento dos experimentos de filtração direta ascendente e para detecção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, além dos métodos analíticos que foram utilizados para realização do controle da qualidade da água.

O trabalho foi dividido em duas etapas. Na Etapa I, referente à escala de bancada, foram feitos testes de jarros para construção de diagramas de coagulação e na Etapa II, referente à escala piloto, foi avaliada a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* pela filtração direta ascendente. Para desenvolvimento dessa etapa fez-se necessário conceber, dimensionar e montar uma instalação piloto.

Para o desenvolvimento dos experimentos de filtração foi utilizada água do lago Paranoá, que apresenta características de qualidade compatíveis para utilização na filtração direta ascendente, inoculada com oocistos de *Cryptosporidium parvum*. A água do Lago Paranoá (Figura 4.1) utilizada nos experimentos era coletada na estação experimental da UnB localizada no braço norte do lago Paranoá.



Figura 4.1 – Lago Paranoá, Brasília, DF (Google Earth, 2009).

Os oocistos de *Cryptosporidium parvum* foram adquiridos do Laboratório de Parasitologia da Faculdade de Medicina do Triângulo Mineiro na forma de suspensão com concentração de aproximadamente 10^6 ooc./L. Os oocistos de *Cryptosporidium parvum* eram, segundo informação do fornecedor, obtidos a partir de fezes de humanos e/ou bovinas com posterior contaminação proposital de bezerros recém-nascidos. O volume total de água utilizado nos experimentos de filtração direta ascendente era inoculado com oocistos de *Cryptosporidium parvum* na concentração da ordem de 10^3 ooc./L, com base em trabalhos já realizados (Fagundes, 2006; Fernandes, 2007, Taira, 2008) e como garantia da detecção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* nas amostras de água filtrada.

4.2 - ETAPA I: EXPERIMENTO EM ESCALA DE BANCADA

Nesta etapa foram realizados ensaios de teste de jarros para construção do diagrama de coagulação e a definição das regiões ótimas de coagulação (pH e dosagem de coagulante) para a água do Lago Paranoá. Nos ensaios de teste de jarros foi utilizado o equipamento de Jarrest Nova Ética, modelo 218/LDB, adaptado para filtração direta conforme apresentado na Figura 4.2. Este equipamento é composto por seis dispositivos de agitação mecânica com velocidade variável permitindo a variação do gradiente de velocidade nas etapas de coagulação e floculação.



Figura 4.2 – Equipamento para teste de jarros adaptados para filtração direta.

Nos estudos de coagulação para ser utilizada na filtração direta, de acordo com Di Bernardo *et al.* (2003), os filtros de laboratório de areia são mais recomendados que os filtros de papel, em virtude dos mesmos permitirem a obtenção de resultados mais representativos. Desta forma, no presente estudo foi utilizado o filtro de laboratório de

areia confeccionado para utilização em trabalhos anteriores de Fagundes (2006) e Fernandes (2007), ilustrado na Figura 4.3. Sua confecção seguiu recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003).

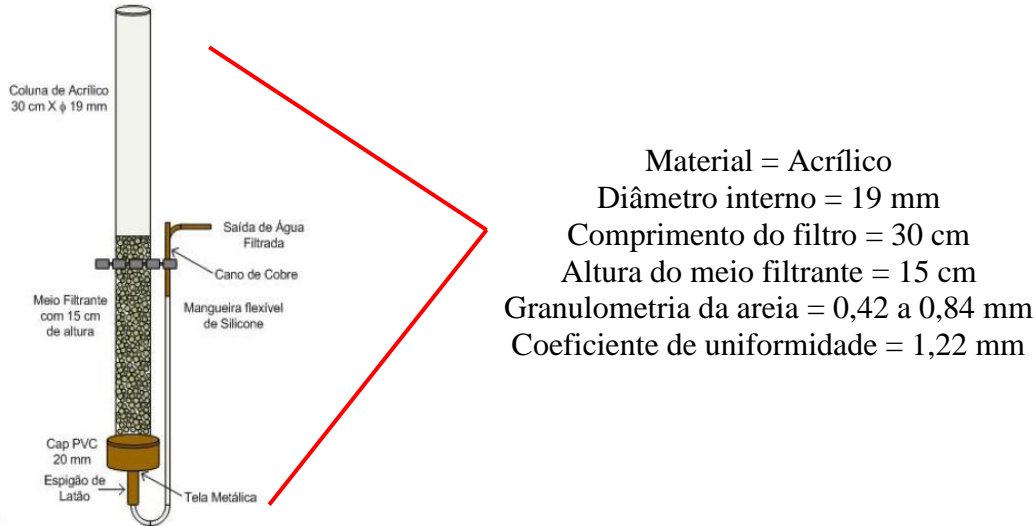


Figura 4.3 – Esquema do filtro de laboratório de areia e suas especificações (Fernandes, 2007).

Os produtos utilizados no processo de coagulação foram: sulfato de alumínio como coagulante ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14-18\text{H}_2\text{O}$), PA; bicarbonato de sódio PA (NaHCO_3) como alcalinizante; e ácido clorídrico PA (HCl) como acidificante, produtos utilizados em outros estudos (Keegan *et al.*, 2008; Fernandes, 2007; Fagundes, 2006, entre outros). A opção pelo uso do sulfato de alumínio como coagulante, fundamentou-se na ampla utilização deste produto nas estações de tratamento de água, por apresentar baixo custo e eficiência na coagulação de partículas coloidais.

Na etapa de coagulação foi utilizado o gradiente de velocidade de 1000 s^{-1} em um tempo de mistura rápida de 30 segundos para efetuar a mistura rápida, devido a limitações do equipamento, embora tais valores não sejam os ideais para ensaio de filtração direta, pois de acordo com Amirtarajah e Mills (1982) no processo de coagulação com predominância do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, devem ser utilizados gradientes de velocidades mais elevados (valores na ordem de 4000 s^{-1}).

Após a mistura rápida, o gradiente de velocidade era reduzido para 40 s^{-1} , por um período de 4 minutos, simulando o processo de floculação, o qual, no sistema piloto, ocorria no

tempo de detenção entre a unidade de mistura rápida e a camada suporte do filtro. Após as etapas de coagulação e floculação a agitação era mantida atendendo as recomendações de Dantas *et al.* (2008), para minimizar os efeitos do processo de sedimentação. A partir daí iniciava-se a filtração por meio dos filtros de laboratório de areia, a qual foi realizada usando taxa de filtração de 60 m/d e vazão de 12 mL/min, conforme recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003). Ao longo dos primeiros 20 minutos o filtrado era descartado e as vazões eram monitoradas e mantidas constantes. Após esse período, era realizada a coleta de aproximadamente 40 mL da amostra para determinação da turbidez residual. Ao final de cada teste de jarros, era realizada a retro-lavagem dos filtros de laboratório de areia, no sentido ascensional, com água destilada, de modo que as impurezas retidas no meio filtrante fossem removidas e em seguida era realizada a recomposição dos mesmos.

É importante salientar que no processo de coagulação/floculação realizado nos testes de jarros a água bruta não era inoculada com oocistos de *Cryptosporidium parvum*, pois de acordo com Emelko (2003), a área superficial dos oocistos de *Cryptosporidium* é muito pequena em relação a outras partículas presentes na água bruta, não influenciando, dessa forma, na coagulação das partículas e conseqüentemente na obtenção da região ótima de remoção de impurezas. Além disso, o risco de contaminação é minimizado, bem como o custo do trabalho, uma vez que a quantificação de oocistos é uma análise de alto custo.

Para construção do diagrama de coagulação para água do Lago Paranoá foram testadas as dosagens de 0, 4, 6, 8, 10, 12 e 14 mg/L de sulfato de alumínio, quando se utilizava água com turbidez natural e de 0,12, 14, 16, 18, 20 e 22 mg/L quando foi adicionada turbidez artificial à água, com suspensão de caulinita, em valores de pH variando de 5,0 a 7,5. Essas dosagens permitiram a determinação mais confiável das regiões de maior eficiência de remoção de turbidez e, com isso, a determinação das regiões ótimas de coagulação que permitiram a otimização do processo de coagulação nos experimentos em escala piloto.

4.3 - ETAPA II: EXPERIMENTO EM ESCALA PILOTO

4.3.1 - Descrição geral da instalação piloto de filtração direta ascendente

Como pode ser observado nas Figura 4.4 e 4.5 a instalação piloto era composta dos seguintes itens: (A) Reservatório de água bruta, com capacidade de 500 litros; (B) Bomba

dosadora de alimentação de água bruta (Modelo ProMinent Sigma) com vazão máxima de 60 L/h; (C) Contador de partículas óptico da HACH, modelo 2200 PCX; (D) Bomba dosadora (Modelo Prominent) com vazão máxima de 32 L/h; (E) Reservatório de coagulante; (F) Bomba peristáltica (Modelo Pumpdrive PD 5001 Heidolph) para adição do coagulante; (G) Dispositivo de mistura rápida (DMR); (H) Computador acoplado ao contador de partículas, destinado a armazenar os dados de contagem; (I) Tomadas piezométricas; (J) Coluna de filtração direta ascendente com meio filtrante de areia; (K) Câmara de carga; (L) Reservatórios de descarte de água filtrada e água de lavagem; (M) Bomba destinada a lavagem do filtro e (N) Reservatório de água de lavagem com capacidade de 500L.

A Figura 4.4 apresenta as diferentes vistas da instalação piloto que foi montada para a realização dos experimentos de filtração direta ascendente e a Figura 4.5, para melhor entendimento, ilustra o arranjo geral da instalação.

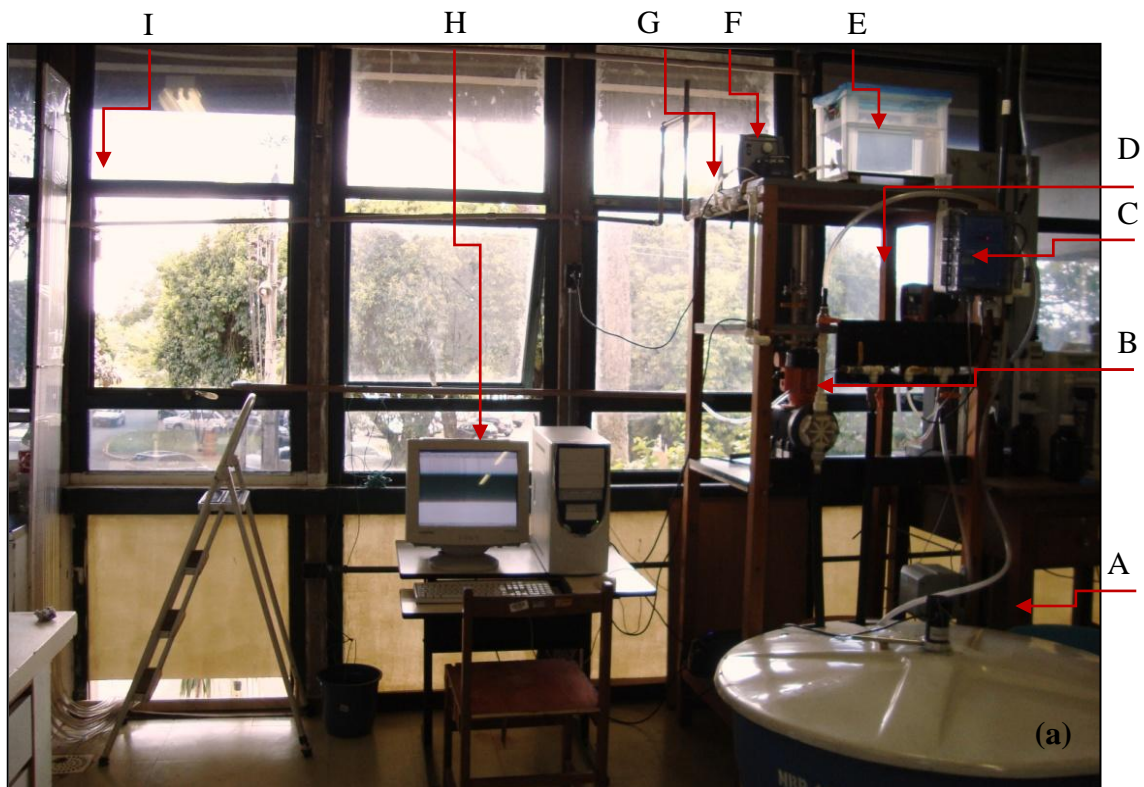




Figura 4.4 – Vistas da instalação piloto: (a) Parte da instalação no interior do LAA; (b) Parte da instalação piloto na parte externa do LAA; (c) Parte da instalação piloto na parte externa do LAA com sistema de lavagem montado.

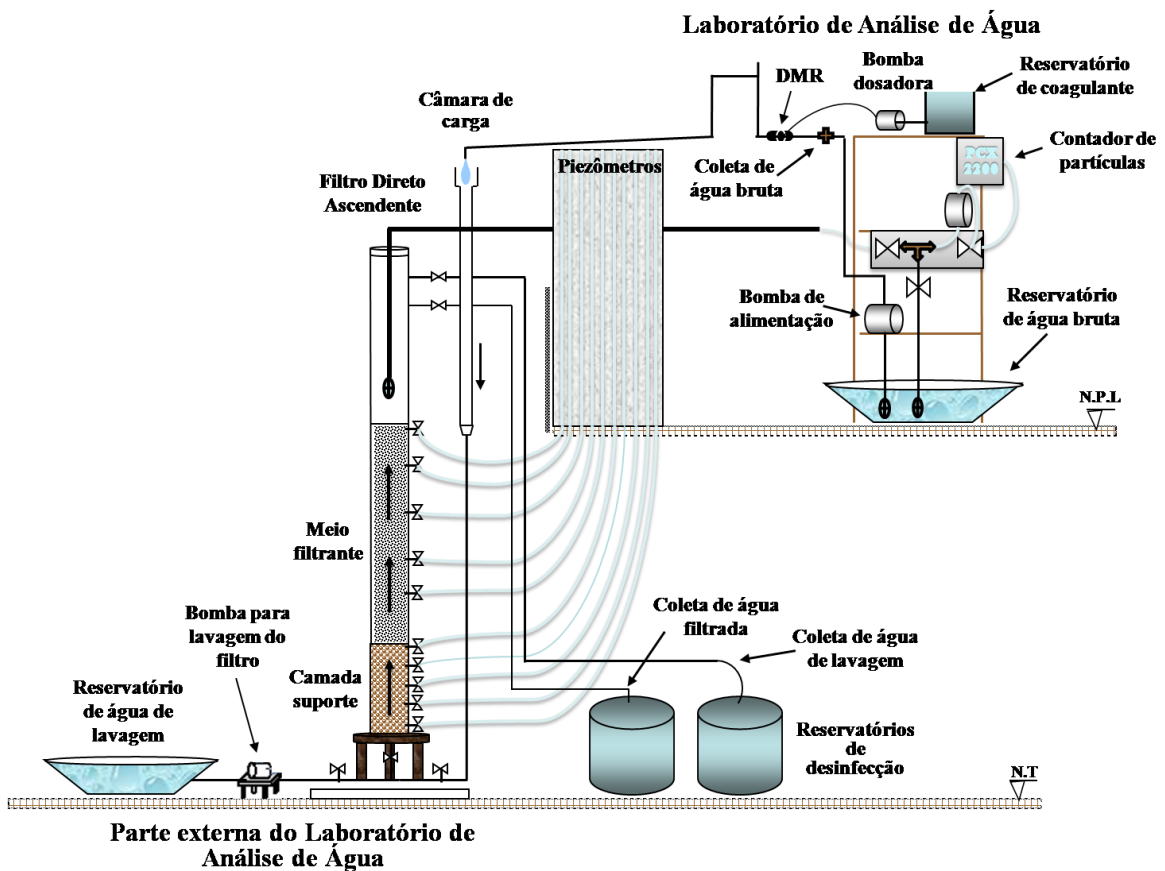


Figura 4.5 – Arranjo geral da instalação piloto utilizada nos experimentos de filtração direta ascendente .

4.3.2 - Concepção, dimensionamento e montagem da instalação piloto

Para desenvolvimento do trabalho e realização dos experimentos de filtração direta ascendente foi necessário montar uma instalação piloto com filtro ascendente na parte externa e interna do Laboratório de Análise de Água da Universidade de Brasília. Esta etapa foi realizada de setembro a dezembro de 2008 e constou do desenvolvimento de diversas atividades (definição do meio filtrante, projeto da coluna de filtração, etc.) que permitiram a instalação da piloto utilizada para este estudo.

O meio filtrante de camada simples de areia teve suas características granulométricas estabelecidas a partir de recomendações da literatura (Sens *et al.*, 2002). A curva granulométrica obtida com a composição do mesmo está apresentada no Apêndice B. O meio filtrante foi então peneirado, lavado e secado para posterior preenchimento do filtro.

Considerando a granulometria definida optou-se por utilizar para confecção da unidade piloto de filtração tubo de acrílico de 0,123m de diâmetro interno. Ives (1966, *apud* Di Bernardo, 2003) recomenda que o diâmetro da coluna seja pelo menos 50 vezes o diâmetro do maior grão para que seja minimizado o efeito de escoamento preferencial na interface meio filtrante e parede da coluna. Com as dimensões, diâmetro da coluna (123 mm) e diâmetro do maior grão de areia (2,3 mm) essa recomendação foi atendida. O croqui dessa unidade encontra-se no Apêndice C, com detalhes das peças (flanges, tomadas de pressão e saídas de água filtrada e água de lavagem). As peças foram confeccionadas no Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade de Brasília.

Paralelamente à confecção das peças componentes da coluna de filtração, foi realizado o levantamento de todo material necessário para montagem da instalação piloto (peças e conexões, tubos, mangueiras, bombas, etc.) e preparação da área destinada a sua localização com instalação de grade para proteção, suporte do filtro, entre outros acessórios.

As peças da coluna de filtração (flanges, tomadas de pressão, etc.) foram coladas com clorofórmio e reforçadas com araldite nos tubos de acrílico. Após o tempo necessário para secagem do material, a coluna foi preenchida com água para verificação de possíveis vazamentos. Corrigidos os vazamentos e repetido o procedimento de verificação destes, deu-se início a colocação da camada suporte em pedregulho, com 85 cm de espessura, e

posterior composição da camada filtrante de areia. Para efetuar a adição da areia à coluna, a mesma foi parcialmente preenchida com água para minimizar a formação de bolhas de ar. Alternadamente, a coluna foi preenchida com quantidades pequenas de areia e água sendo ajustada a espessura de cada camada formada até a composição total do meio filtrante.

Após montagem da coluna de filtração, foi iniciada a montagem das demais partes componentes da instalação piloto e o ajuste do contador de partículas que foi acoplado ao sistema. Em seguida foram realizados testes hidráulicos para verificação do funcionamento da instalação piloto, momento em que foi feita a determinação do tempo de detenção hidráulica e calibração das bombas de alimentação (bomba de água bruta, coagulante e água de lavagem e bomba destinada à alimentação do contador de partículas).

O tempo de detenção hidráulica do sistema foi determinado a partir de teste em que a instalação piloto foi alimentada com uma solução de NaCl (traçador salino) de $1000\mu\text{s}/\text{cm}$. Medidas de condutividade foram realizadas ao longo do tempo em amostras de água na saída do filtro coletadas em intervalos de tempo de 2 minutos. Os dados obtidos foram plotados em gráfico de tempo (min) *versus* condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$) obtendo-se o tempo de detenção do filtro de aproximadamente 23 minutos, que corresponde ao tempo que a partícula levará para percorrer todo o volume do sistema. O teste realizado com traçador para determinação do tempo de detenção encontra-se detalhado no Apêndice D.

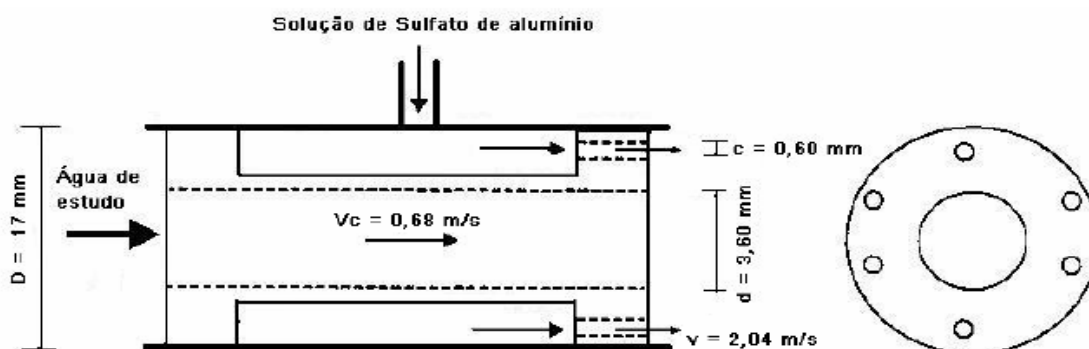
Finalmente, com a instalação piloto montada e após os devidos ajustes das peças e conexões de forma a facilitar as coletas de amostras e manipulação de todos os dispositivos do sistema, foi realizada a lavagem do filtro em escoamento ascendente para eliminação das bolhas de ar que ficaram retidas no meio filtrante. Posteriormente, o sistema foi operado com utilização de água destilada para verificação da perda de carga do meio filtrante limpo, a qual foi de aproximadamente 14 cm.

4.3.3 - Descrição detalhada das unidades componentes da instalação piloto

4.3.3.1 - Unidade de Mistura Rápida

A unidade de mistura rápida permite a dispersão do coagulante na água bruta e para tanto deve ser aplicada uma energia em intensidade capaz de garantir dispersão adequada no menor tempo possível.

Para realização dos experimentos, a mistura do coagulante à água foi realizada por meio de um dispositivo de mistura rápida (DMR) hidráulico, do tipo injetor hidráulico (Figura 4.6), que foi utilizado em trabalhos anteriores (Fagundes, 2006; Fernandes, 2007). Nesse dispositivo, a mistura se dá em decorrência da turbulência criada por uma expansão após contração do diâmetro da tubulação, caracterizada pela relação entre áreas de 7:1 (Vrale e Jorden, 1971) e pela ação dos jatos de coagulante.



Legenda: V_c : velocidade da água na contração; v : velocidade do coagulante em cada orifício.

Figura 4.6 – Unidade de mistura rápida (Fernandes, 2007).

O dispositivo utilizado foi dimensionado por Fagundes (2006) e apresenta as dimensões mostradas na Figura 4.6. Para a vazão de alimentação da instalação piloto, obtida a partir da taxa de filtração de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ adotada nos experimentos, foi realizada a verificação do gradiente e tempo a serem obtidos nessa unidade. Assim, o gradiente de velocidade obtido para este dispositivo foi de 5.350 s^{-1} em um tempo de mistura rápida aproximadamente de 0,2 s. O coagulante era injetado no DMR instalado na tubulação de alimentação do filtro a uma vazão de $39,4 \text{ mL}/\text{min}$, por meio de uma bomba peristáltica.

O gradiente de velocidade obtido é, portanto, superior ao valor de 4000 s^{-1} indicado por Amirtharajah e Mills (1982) para obtenção de efetiva coagulação quando se deseja

predominância do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, mecanismo mais recomendado quando se adota a tecnologia de filtração direta. Importante mencionar que o uso de valores de gradiente de velocidade elevado não prejudica os demais mecanismos de coagulação.

4.3.3.2 - Filtro direto ascendente

Como já comentado, o filtro de escoamento ascendente foi confeccionado em material de acrílico com 4,00 m de comprimento, diâmetro interno de 0,123 m e espessura de parede de 5 mm, e composto por segmento de 2 m cada, unidos por uma flange. A coluna de filtração possuía dez tomadas de pressão distribuídas na extensão da camada suporte e meio filtrante, posicionadas na interface entre as camadas de areia e pedregulho, saída de água filtrada ($\varnothing = 3/4''$) e saída de água de lavagem ($\varnothing = 1''$).

A câmara de carga que alimentava o filtro para garantia da carga hidráulica para operação do filtro, com altura útil de 5,10 m, foi confeccionada com tubo de PVC com diâmetro de 200 mm e a ele foi acoplada uma redução excêntrica de 200 para 100 mm. A tubulação de entrada do filtro apresentava diâmetro nominal de $3/4''$, sendo utilizada para entrada de água coagulada e de água para lavagem do filtro com a realização de manobra de registro. Na Figura 4.7 são apresentados alguns detalhes da coluna de filtração.

A camada suporte do filtro ascendente, com espessura total de 0,85 m, foi dividida em cinco subcamadas de pedregulho com diâmetro dos grãos seguindo recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003). Na Tabela 4.1 são apresentados os tamanhos dos grãos e as espessuras das subcamadas.

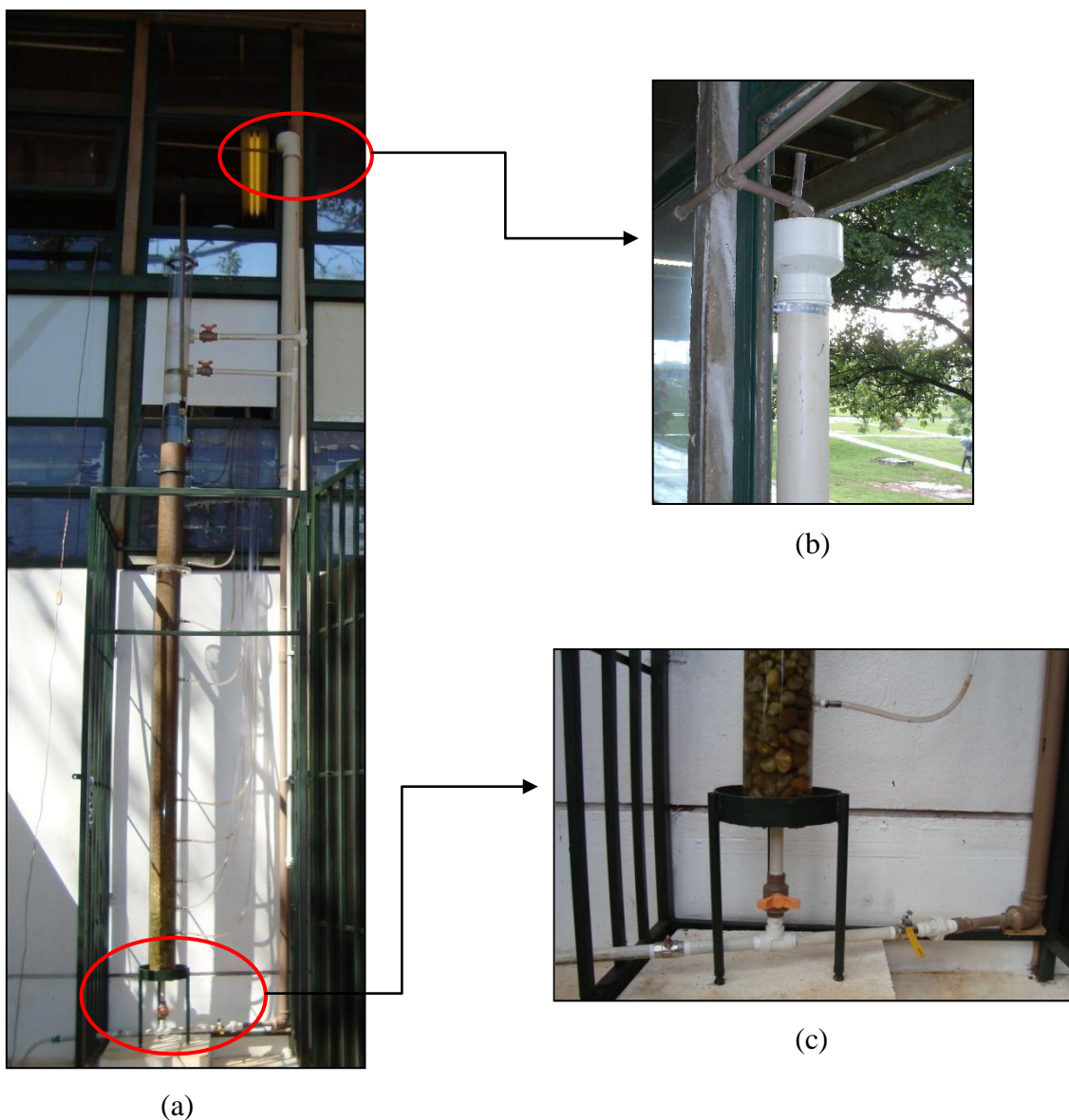


Figura 4.7 – coluna de filtração: (a) Vista geral da coluna de filtração, (b) Detalhe da câmara de carga, (c) Arranjo da tubulação de entrada de água coagulada e água de lavagem.

Tabela 4.1 – Tamanho dos grãos e espessura da camada suporte no filtro piloto (Di Bernardo *et al.*, 2003).

| Diâmetro dos grãos das subcamadas (mm) | Espessura das subcamadas (cm) |
|---|--|
| 4,8 - 2,4 (topo) | 20 |
| 9,6 - 4,8 | 20 |
| 16 - 9,6 | 13 |
| 25,4 - 16 | 12 |
| 31,4 - 25,4 (base) | 20 |

O meio filtrante de areia utilizado no filtro piloto seguiu as características granulométricas propostas por Sens *et al.* (2002). A composição granulométrica e as espessuras das subcamadas do meio filtrante e da camada suporte estão apresentadas na Figura 4.8. Na distribuição das tomadas de pressão durante o dimensionamento do filtro, observou-se que ao se utilizar as espessuras indicadas por Sens *et al.* (2002) uma tomada de pressão ficaria na direção da flange, havendo, desta forma, a necessidade de redistribuir as espessuras das subcamadas, as quais ficaram dispostas como mostrado na Figura 4.8.

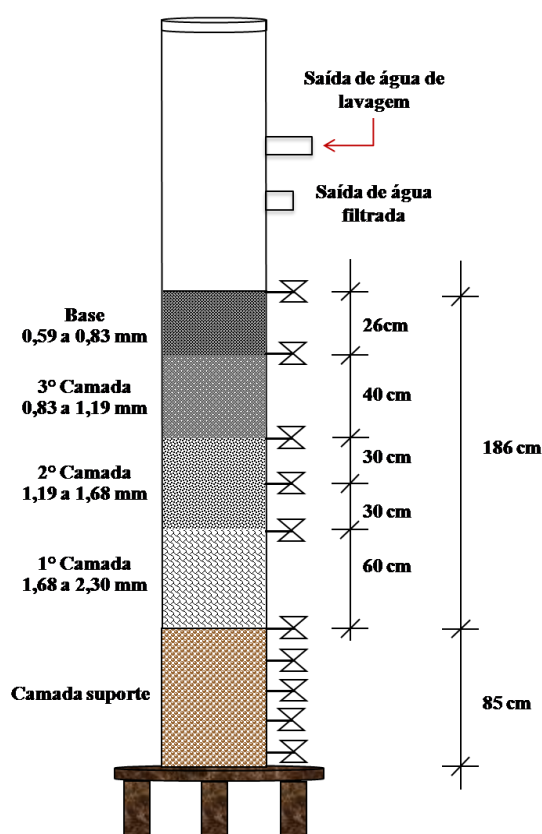


Figura 4.8 – Detalhe do filtro ascendente da instalação piloto.

As tomadas piezométricas posicionadas ao longo da parede do filtro foram conectadas, por meio de tubos flexíveis, ao quadro piezométrico localizado no interior do LAA, dotado de escala milimetrada onde foram realizadas as leituras de perda de carga ao longo do meio filtrante, o que permitiu a avaliação da retenção de impurezas em cada camada durante a duração do experimento de filtração.

Após a adição de coagulante sob pressão no DMR, água coagulada seguia em descarga livre até a câmara de carga por tubulação com diâmetro de 1/2" e era introduzida no filtro, escoando no sentido ascendente através de todo o meio granular (camada suporte e meio

filtrante). Em função do elevado custo do inóculo de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, da necessidade de inativar esses organismos na água filtrada e na água de lavagem antes de descartar na rede de esgotamento sanitário e, principalmente, os objetivos do trabalho (ver Capítulo 2), a duração dos experimentos foi limitada à 6 a 8 horas.

Após cada experimento de filtração direta ascendente, efetuava-se a lavagem ascendente do filtro por 20 minutos utilizando água da torneira e vazão de água de lavagem ajustada para promover uma expansão do meio filtrante de aproximadamente 18 cm (cerca de 10% de expansão). O cálculo da velocidade de fluidificação está descrito no Apêndice E.

4.4 - DESENVOLVIMENTO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO

Os experimentos foram realizados de janeiro a junho de 2009, com água proveniente do Lago Paranoá. Foram realizados um total de 12 experimentos de filtração direta ascendente, um a cada semana, distribuídos nos meses de janeiro, março, maio e junho. Foram avaliadas condições de baixa turbidez (turbidez natural da água de estudo) (nove experimentos) e turbidez mediana (cerca de 30 UT) (três experimentos), em que foi adicionado à água de estudo material sobrenadante da suspensão de caulinita preparada, seguindo recomendações de Di Bernardo (2004), para verificar preliminarmente a influência da turbidez na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* pela filtração direta ascendente.

Cada experimento de filtração direta ascendente englobava atividades e testes preliminares aos ensaios de filtração propriamente dito, e atividades de análise posterior. Essas atividades são descritas a seguir.

As atividades iniciavam-se no dia anterior ao experimento com o ajuste das vazões de água bruta, do coagulante e da vazão destinada ao aparelho para contagem de partículas e passagem de água destilada em todo sistema com objetivo de limpar tubulações e meio filtrante de algum resíduo remanescente. Nos experimentos em que se utilizou turbidez elevada, também no dia anterior era preparada a solução de caulinita, a qual permanecia agitando por 2 horas em jarrest com gradiente médio de 200 s^{-1} , seguindo 10 h de repouso para posterior uso, como descrito por Di Bernardo (2004).

No dia de realização do experimento de filtração direta ascendente, inicialmente era coletada água do Lago Paranoá, aproximadamente 500 L, a qual era disposta no reservatório de alimentação de água bruta. Imediatamente após o armazenamento da água do Lago Paranoá no reservatório, era realizada a determinação do valor de pH, alcalinidade e turbidez para, então, dar início ao teste de jarros para definição da dosagem de coagulante a ser utilizada no experimento de filtração. Importante mencionar que o valor de pH a ser adotado nos experimentos foi definido anteriormente com base no diagrama de coagulação apresentado no item 5.1.

Definida a dosagem de coagulante era então, se necessário, realizado o ajuste do pH da água bruta no reservatório com alcalinizante ou acidificante. Enquanto a água bruta era homogeneizada com o alcalinizante ou acidificante adicionado, realizava-se a preparação da solução de sulfato de alumínio na concentração definida no teste de jarros realizado. Simultaneamente era efetuada a preparação da suspensão de oocistos de *Cryptosporidium parvum* para inoculação. Para tal, realizava-se a agitação da suspensão mãe, obtida do fornecedor, em vortex, por aproximadamente 2 minutos, e em seguida um volume desse inóculo era pipetado em 2 L de água bruta mantida em agitação por mais 3 minutos. Como a proposta do trabalho era ter uma concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* de cerca de 10^3 ooc./L, o volume de inóculo era definido a partir do prévio conhecimento da concentração de oocistos na suspensão mãe.

Preparada a suspensão de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, era então realizada a inoculação desta no reservatório de água bruta, de forma que a suspensão fosse uniformemente distribuída em todo reservatório. Após inoculação, a água bruta era homogeneizada, com utilização de agitador mecânico, por mais 20 minutos para então ser ligado o sistema e ser iniciado o processo de filtração direta ascendente. A água bruta era mantida sob suave agitação durante todo experimento para minimizar a sedimentação de partículas, inclusive oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

Durante a homogeneização da água bruta inoculada, realizava-se a programação do contador de partículas para armazenamento de dados das amostras de água bruta e água filtrada a cada hora, no decorrer do experimento de filtração, após o tempo de detenção do filtro.

Passado o tempo necessário para homogeneização da água bruta inoculada, iniciava-se o experimento de filtração propriamente dito. Com o início da filtração, tinha início também a contagem das partículas em amostra de água bruta e água filtrada intercaladamente. Durante todo experimento, eram coletadas amostras para determinação de alguns parâmetros de qualidade da água e para determinação da concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* (detalhes no item 4.5).

Ao final do experimento de filtração, com duração de 6 a 8 horas, era realizada a lavagem ascensional do filtro utilizando água da torneira com velocidade mínima de fluidificação de 1,54 m/min correspondendo à expansão de 18 cm, por um período de tempo de 20 minutos. Como a lavagem não era objeto de estudo neste trabalho, optou-se por proceder uma lavagem longa para garantir a condição de “leito limpo” no experimento seguinte, já que a etapa de amadurecimento era objeto de estudo e dependia da limpeza do filtro.

Toda a água utilizada durante o experimento de filtração, a água proveniente da lavagem do filtro e a água descartada do contador de partículas eram armazenadas em tambores para posterior desinfecção. A desinfecção, com a conseqüente inativação dos oocistos de *Cryptosporidium parvum*, era realizada por adição de cloro em super-dosagem (aproximadamente 100 mg/L) utilizando tempo de contato de, no mínimo, 24 horas. Após este período, a água era descartada na rede de esgotamento sanitário do Campus Universitário Darcy Ribeiro da UnB, que drena para a Estação de Tratamento de Esgoto Brasília Norte (ETE Norte).

No dia seguinte à realização do experimento, eram efetuadas as análises para determinação de alguns parâmetros de qualidade da água e para detecção dos oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

4.5 - AMOSTRAGEM E PARÂMETROS MONITORADOS DURANTE OS EXPERIMENTOS

No decorrer dos experimentos de filtração direta ascendente, para avaliar a eficiência da filtração, eram monitorados os seguintes parâmetros de qualidade da água: alcalinidade, matéria orgânica (Absorbância a 254nm), clorofila-a, coliformes totais e *E.coli*, pH, turbidez, contagem de partículas e oocistos de *Cryptosporidium parvum*. Os equipamentos

e métodos utilizados para determinação dos diferentes parâmetros estão apresentados na Tabela 4.2. A perda de carga era monitorada por meio da leitura do nível piezométrico.

Tabela 4.2 – Equipamentos e métodos utilizados para determinação dos parâmetros de qualidade da água

| Parâmetro | Método | Equipamento |
|------------------------------------|--|---|
| pH | Potenciométrico | pHmetro Orion – Modelo 210 |
| Turbidez | Nefelométrico | Turbidímetro HACH – Modelo 2100 AN |
| Alcalinidade | Titulométrico-H ₂ SO ₄ (0,02M) | - |
| Coliformes Totais | Substrato enzimático MUG ONPG - Kit Colilert [®] | - |
| <i>E.coli</i> | Substrato enzimático MUG ONPG - Kit Colilert [®] | - |
| Clorofila-a | Extração em clorofórmio- metanol (2:1) com determinação da absorbância em $\lambda = 665$ e 750 nm | Espectrofotômetro HACH/DR 4000 |
| Contagem de partículas | - | Contador de partículas da HACH 2200 PCX |
| Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> | 1623 da USEPA | - |
| Matéria orgânica | Absorbância a UV 254nm | Espectrofotômetro HACH/DR 4000 |

Os parâmetros pH e turbidez foram monitorados a cada 30 minutos do experimento de filtração, sendo que, na primeira hora de operação do sistema, a turbidez era monitorada a cada 15 minutos. Amostras de água coagulada também eram monitoradas, porém apenas para a verificação do valor do pH de coagulação. As coletas para determinação dos parâmetros clorofila-a, coliformes totais, *E.coli*, matéria orgânica e oocistos de *Cryptosporidium parvum* foram realizadas de forma diferenciada para água bruta e água filtrada, considerando os objetivos do trabalho. No caso da água filtrada, uma amostra era coletada no início do experimento, momento em que se dá o amadurecimento do meio filtrante (denominada AFA), e outra próxima ao final do experimento, momento em que o filtro pode ser considerado como em operação estável (denominada AFF). Para água bruta foi coletada uma amostra composta, resultado da coleta de quatro vezes o volume de 250 mL no decorrer do experimento, com objetivo de incorporar eventuais alterações da água bruta ao longo do tempo do experimento.

Importante mencionar que para dar início à coleta de água filtrada no período de amadurecimento (AFA) aguardava-se um período equivalente ao tempo de detenção no sistema (23 minutos), de modo que a coleta só era iniciada após expulsão da água limpa que se encontrava nas tubulações e meio filtrante, garantindo assim a representatividade da amostra.

Em dois experimentos (Experimento 10 e 11), foi realizada coleta de amostra da água de lavagem (AL) do filtro, na qual foi determinada a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum*. Para a coleta de água de lavagem, toda a água utilizada na lavagem do filtro foi armazenada em reservatório e mantida sob constante agitação mecânica. Do total da água de lavagem foi retirada uma alíquota para determinação da concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum*. Nos experimentos em que foram coletadas amostras de água de lavagem não se realizou coleta de amostra referente ao período de amadurecimento do meio filtrante, devido ao custo e ao tempo dispensados para detecção dos oocistos de *Cryptosporidium parvum* inerentes à metodologia empregada. Assim, nestes experimentos foram coletadas amostras de água bruta inoculada (AB), água filtrada (AF), coletadas durante o experimento de filtração e água de lavagem (AL). Na Tabela 4.3, apresenta-se uma síntese das amostras coletadas para determinação da concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e as condições em que cada experimento foi realizado.

Tabela 4.3 – Síntese das amostras coletadas para determinação de oocistos de *Cryptosporidium* e condições dos experimentos.

| Exp. | Amostra coletada | Condições do experimento | Observações |
|-----------|------------------|---------------------------------|---|
| 1 a 6 | AB, AFA, AFF | Baixa turbidez (3,5 a 5,7 UT) | No Exp. 1 os filtros de espuma utilizados na concentração das amostras de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> não expandiram, comprometendo os resultados dos experimentos. |
| 7 | AB, AFA, AFF | Baixa turbidez (5,3 UT) | Utilizou-se a vazão máxima da bomba de alimentação com objetivo de operar o filtro com taxa de filtração mais elevada, de 145 m ³ /m ² .d |
| 8, 9 e 12 | AB, AFA, AFF. | Elevada turbidez (27,5 a 30 UT) | No experimento 9 não foi inoculado oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> na água bruta. |
| 10 e 11 | AB, AF, AL | Baixa turbidez (3,2 a 4,4 UT) | - |

Para detecção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* foi utilizado o Método 1623 da USEPA - 2005. No dia seguinte a realização dos experimentos iniciava-se os procedimentos para detecção dos oocistos de *Cryptosporidium parvum*. Era realizada a filtração em filtros de espuma, eluição (expansão dos filtros de espuma para retirada dos oocistos) e filtração à vácuo em membrana para posterior continuação da metodologia. A metodologia completa do Método 1623 da USEPA (2005) utilizado para detecção de oocistos de *Cryptosporidium* está apresentada no Apêndice A.

Para detecção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* era realizada coleta de três amostras de água (AB, AFA e AFF). A fim de assegurar a detecção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água filtrada para remoção entre 3 e 4 log foram coletados volumes das amostras AFA e AFF de 25 e 30L, respectivamente. Um volume de 1 L era coletado de amostra de AB, em virtude da alta concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* inoculada e da turbidez da água bruta.

Durante o experimento de filtração era monitorada, on-line, alternadamente, a distribuição do tamanho de partículas, na água bruta e na água filtrada com uso de um aparelho para contagem de partículas da marca HACH, Modelo 2200 PCX, mostrado na Figura 4.9, acoplado ao sistema piloto.

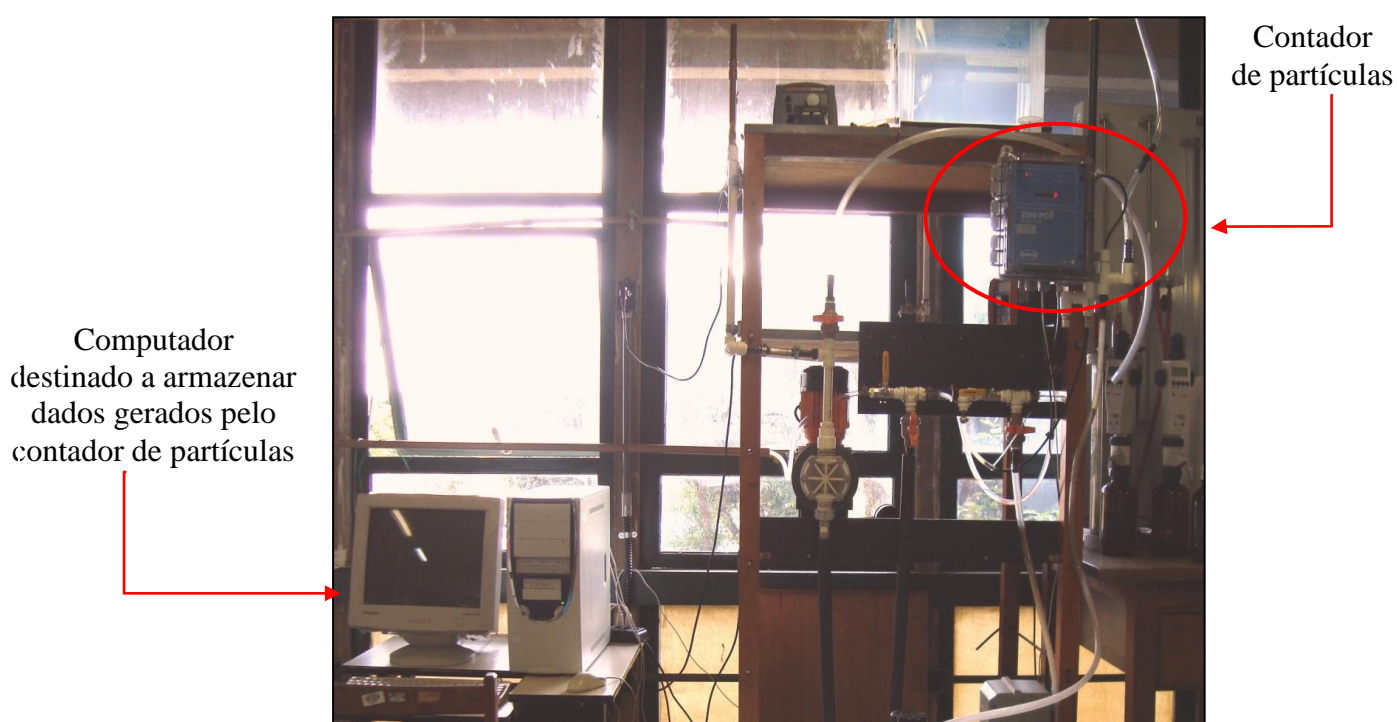


Figura 4.9 – Conjunto de equipamentos para contagem de partículas.

Segundo West *et al.* (1994 *apud* Lage Filho, 2001) os sistemas de contagem de partículas são compostos por sistema de bombeamento de amostra de água, sensor, contador de partículas e equipamentos para armazenamento, impressão e apresentação dos dados.

Os sensores a laser utilizados para partículas em meio líquido, de acordo com o princípio de operação, podem ser por bloqueio e refração de luz. Estes últimos são indicados para partículas muito pequenas (menores que 1 μm ou 10^{-3} mm de dimensão característica) e com valores de cor baixos. Já os sensores por bloqueio de luz são recomendados para contagem de partículas em água bruta e tratada nos quais as partículas apresentam cor expressiva e partículas com tamanho igual ou maiores que 1 μm (Lage Filho, 2001)

O equipamento utilizado para contagem de partículas utiliza a atenuação de raio laser para o tamanho e contagem de partículas. O raio de luz é colimado para iluminar uma amostra que segue em fluxo passando por uma célula transparente. Um fotodetector mensura a quantidade de luz espalhada por uma única partícula por refração, reflexão e difração. Desta forma, tamanho e número de partículas são mensurados simultaneamente, sendo que o tamanho é definido a partir da intensidade de luz espalhada (Pashby *et al.*, 1991).

Este aparelho dispõe dos seguintes acessórios para funcionamento: dispositivo de controle de vazão, software para coleta dos dados (para monitoramento do desempenho do filtro e geração de relatório), “PCX Explorer OPC Server” (instrumento que organiza a leitura dos dados), entrada analógica e um “*output card*” que fornece níveis de produção analógica proporcional ao número total de contagem de partículas (Hach, 2008). Neste aparelho a informação de contagem de partícula é coletada em 32 “canais discretos” com tamanho de partícula de 2 a 15 μm , 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 100, 150, 200, 250, 300, 350, 400, 450, 500, 600 e 700 μm . Podendo as faixas de tamanhos serem facilmente reprogramadas de acordo com o objetivo específico de contagem.

No presente trabalho o equipamento para contagem de partículas citado era alimentado por uma bomba dosadora que fornecia ao equipamento uma vazão de 100 ml/min (vazão mínima exigida pelo equipamento). Os dados de cada tamanho de partícula presente nas amostras obtidas no equipamento eram gerados em software específico instalado no computador ligado ao equipamento e salvos automaticamente pelo próprio software em pastas do programa Excel[®].

Com o início do experimento de filtração iniciava-se a contagem de partículas da água bruta durante 23 min (tempo de detenção do filtro). Passado esse tempo, realizava-se uma manobra de registro e a bomba dosadora passava a alimentar o contador com água filtrada e, portanto, efetuava-se a contagem de partículas da água filtrada no mesmo intervalo de tempo. A partir de então, com auxílio de manobra dos registros de alimentação do contador (ver Figura 4.9 e Figura 4.10), a contagem de partículas era realizada alternadamente a cada hora durante do experimento de filtração na água bruta e água filtrada, havendo correspondência das amostras.

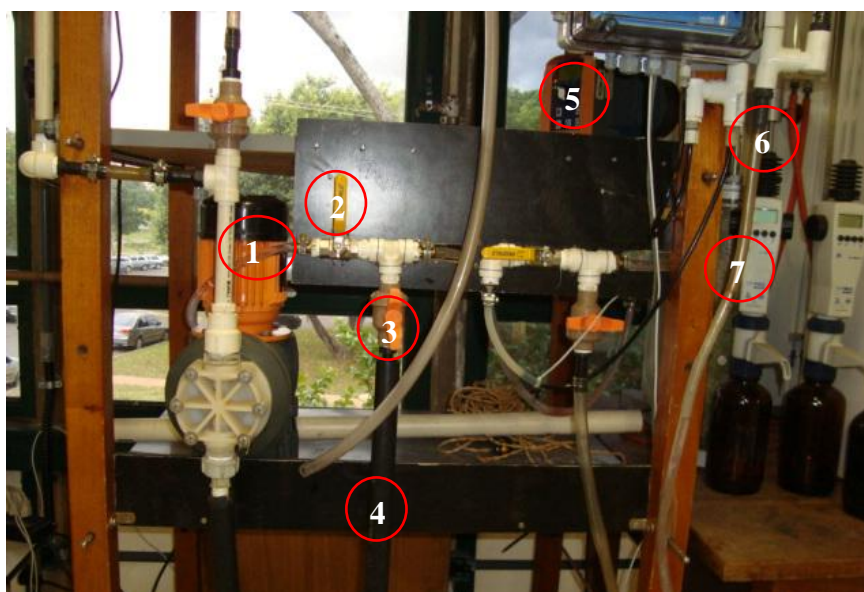


Figura 4.10 – Ilustração do esquema de alimentação do contador de partículas
Legenda: (1) Mangueira de entrada de água filtrada; (2) Registro para manobra de entrada de água filtrada; (3) Registro para manobra de entrada de água bruta; (4) Tubulação de entrada de água bruta; (5) Bomba para alimentação do contador; (6) Entrada de amostra no aparelho; (7) Mangueira de descarte de água do aparelho.

4.6 - TRATAMENTO DOS DADOS – ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados de contagem de partículas, turbidez, coliformes totais, *E.coli* e oocistos de *Cryptosporidium parvum*, bem como as remoções de tais parâmetros, obtidos durante os ensaios realizados nas condições de tratamento avaliadas, foram analisados mediante as ferramentas de análise estatística com o intuito de verificar a existência de correlações estatisticamente significativas entre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e os demais parâmetros comumente empregados para monitorar o desempenho dos sistemas de tratamento de água.

Com vista a definir a ferramenta estatística adequada para efetuar a análise dos dados amostrais foi verificado o ajuste dos mesmos à distribuição normal. Para tal foi realizado o teste de aderência de Kolmogorov-Smirnov. Este teste permite conhecer o grau de concordância entre a distribuição de um conjunto de valores da amostra e alguma distribuição teórica especificada. Ele determina se as observações provêm de uma população que reflete a distribuição teórica esperada.

Um dos requisitos necessários para se aplicar a estatística paramétrica é que os dados amostrais sejam provenientes de uma população que apresente distribuição normal. Caso contrário, a estatística não-paramétrica deverá ser aplicada. A Estatística não-paramétrica representa um conjunto de ferramentas de uso mais apropriado em pesquisas onde não se conhece bem a distribuição da população e seus parâmetros.

O teste de Kolmogorov-Smirnov mostrou que há diferença significativa ao nível de 95% de confiança entre a distribuição de frequência relativa observada e a distribuição de frequência predita para todos os parâmetros analisados, rejeitando-se a hipótese de que os dados observados são provenientes de uma população especificada pela distribuição normal.

Assim, para verificar a existência de correlações entre os parâmetros analisados foi aplicado o teste de correlações não-paramétrico de Spearman. O coeficiente de Spearman mede a intensidade da relação entre variáveis ordinais. Usa, em vez do valor observado, apenas a ordem das observações. Deste modo, este coeficiente não é sensível a assimetrias na distribuição não exigindo, portanto que os dados sejam oriundos de duas populações normais (Siegel e Castellan Jr, 2009).

O coeficiente de Spearman varia entre -1 e 1. Quanto mais próximo estiver destes extremos, maior será a associação entre as variáveis. O sinal negativo da correlação significa que as variáveis variam em sentido contrário, isto é, as categorias mais elevadas de uma variável estão associadas a categorias mais baixas da outra variável. Desta forma, para realização da análise estatística com os testes de correlações citados foi utilizado o software Statistica, Versão 9.0 da StatSoft.

5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação e discussão dos resultados do trabalho experimental realizado é dividida em dois tópicos: o primeiro com os resultados da fase em escala de bancada e o segundo com os resultados obtidos em escala piloto. No tópico referente à escala de bancada é apresentado somente o diagrama de coagulação elaborado para a água do Lago Paranoá. No tópico referente à escala piloto são apresentados e discutidos os dados relativos aos parâmetros de qualidade da água monitorados (turbidez, pH, clorofila-a, coliformes totais e *E.coli*, absorvância a 254nm, oocistos de *Cryptosporidium parvum*) e à distribuição do tamanho de partículas, obtidas nos 12 experimentos de filtração (exceto a contagem de partículas que foi obtida somente a partir do experimento 5) e avaliada a correlação entre oocistos de *Cryptosporidium parvum* e os parâmetros turbidez, coliformes totais, *E.coli* e contagem de partículas.

5.1 - ESCALA DE BANCADA – DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO

Foram construídos quatro diagramas de coagulação nos meses de julho, agosto e outubro/2008, referentes ao período de estiagem (dados não apresentados). Porém, em virtude dos experimentos de filtração direta ascendente terem sido iniciados apenas no período de chuva e da alteração das características da água, houve necessidade de construção de um novo diagrama de coagulação do sulfato de alumínio anidro para a água do lago Paranoá, o qual foi elaborado no mês de fevereiro de 2009 e é apresentado na Figura 5.1.

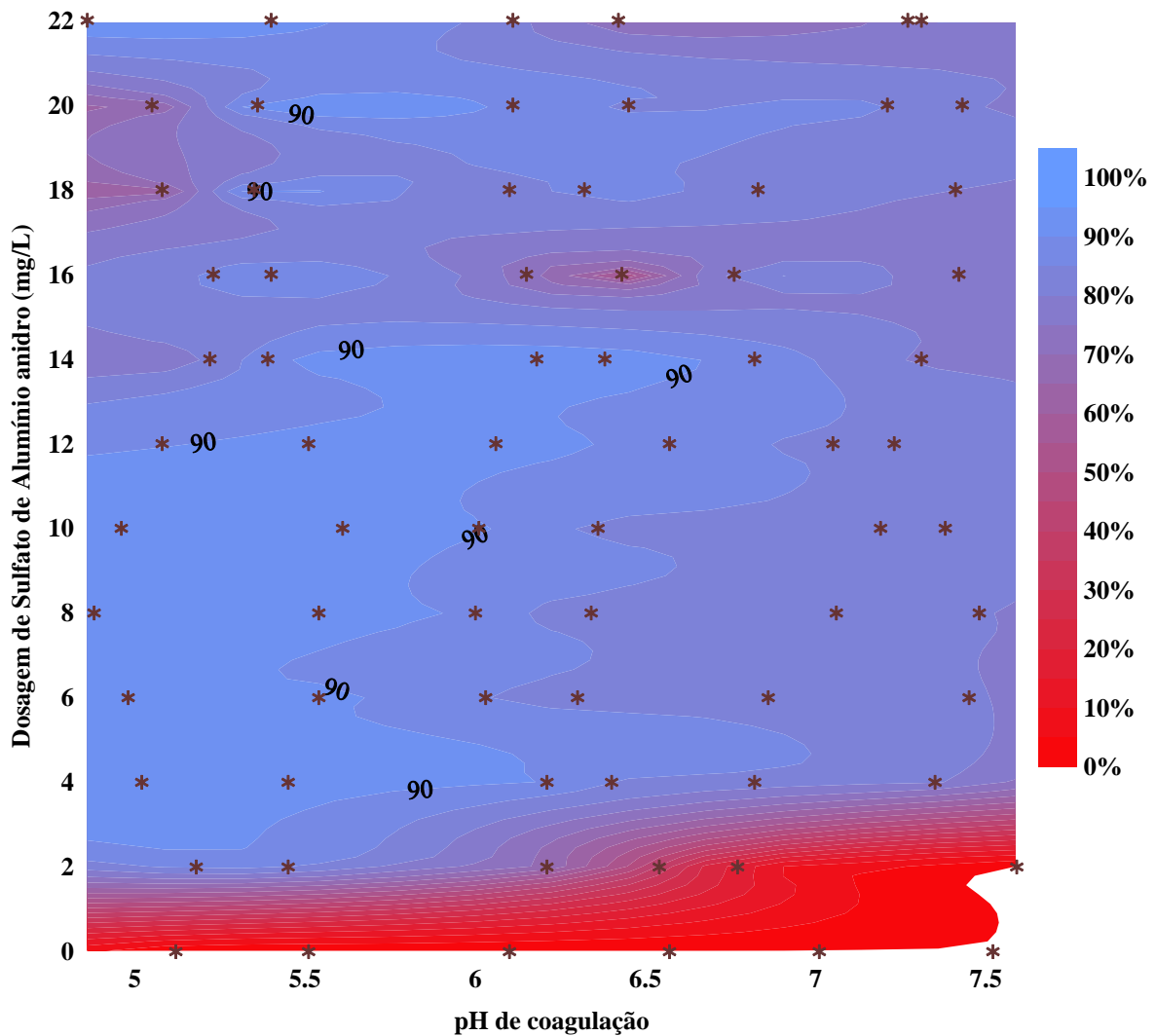


Figura 5.1 – Diagrama de coagulação da água do Lago Paranoá (Turbidez = 4,9 UT, pH = 6,02), utilizando sulfato de alumínio anidro como coagulante.

Ao analisar a Figura 5.1, diagrama de coagulação da água do Lago Paranoá referente à época de chuva, observa-se a existência de uma grande região (dosagens de sulfato de alumínio anidro entre 4 e 20 mg/L e valores de pH de 5 à próximo de 7) na qual a turbidez da água efluente dos filtros de laboratório de areia é inferior a 0,5 UT (remoções superiores a 80%), valor de turbidez recomendado para água filtrada em filtros rápidos pela Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde no artigo 12, § 2º, com vistas a assegurar a adequada eficiência de remoção de enterovírus, cistos de *Giardia* sp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp..

Entretanto, verifica-se que na faixa de pH entre 5 e 6 é possível obter residuais baixos de turbidez com dosagens de coagulante também baixas que favorecem a predominância do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, mecanismo considerado mais indicado

para o processo de filtração direta. Importante mencionar que nesses valores de pH mais baixo é possível atingir valores de turbidez residual inferiores a 0,3 UT, que é o valor de turbidez recomendado pela USEPA (2005a) para os sistemas que utilizam a filtração direta como tratamento.

Dessa forma, tomando como referência o diagrama de coagulação, optou-se por adotar valores de pH de coagulação entre 6 e 6,5 para a realização dos experimentos de filtração, buscando compatibilizar maiores eficiências com menor uso de produtos químicos (sulfato de alumínio, alcalinizante ou acidificante).

5.2 - EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA ASCENDENTE

5.2.1 - Caracterização da água do Lago Paranoá

A caracterização da água do Lago Paranoá nos dias em que foram realizados os experimentos de filtração direta ascendente é apresentada na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Caracterização da água bruta utilizada nos experimentos de filtração.

| Parâmetro | Faixa | Média | Desvio |
|--|---|--------------------|--------------------|
| Turbidez (UT) | 2,7 a 4,8 | 4,3 | 0,6 |
| pH | 6,0 a 6,9 | 6,4 | 0,3 |
| Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) | 0,4 a 21,6 | 11,1 | 1,9 |
| Absorbância a UV 254 nm (Amostra não filtrada) | 0,01 a 0,082 | 0,04 | 0,004 |
| Alcalinidade (mg/L CaCO_3) | 14 a 20 | 17,5 | 0,5 |
| Coliformes totais (NMP/100mL) | $1,46 \times 10^3$ a $3,85 \times 10^4$ | $1,0 \times 10^4$ | $2,63 \times 10^3$ |
| <i>E.coli</i> (NMP/100mL) | ND a $1,83 \times 10^3$ | $6,70 \times 10^2$ | $3,65 \times 10^2$ |

Legenda: ND: não detectado.

Como pode ser observado na Tabela 5.1, a água do Lago Paranoá apresentou variação nas suas características (particularmente clorofila-a), exceto para os parâmetros pH e alcalinidade. Tradicionalmente, a água do Lago Paranoá apresenta baixos valores de turbidez, mesmo no período de chuvas, o que permitiu sua utilização neste trabalho. Uma característica importante do Lago Paranoá é que a turbidez é majoritariamente associada à presença de algas. Os elevados valores de coliformes totais e *E.coli* podem estar ligados ao fato dos experimentos terem sido realizados no período de chuvas e o ponto de coleta de água para realização dos experimentos estar localizado nas proximidades de uma ETE.

5.2.2 - Resumo dos experimentos de filtração direta ascendente

Os experimentos de filtração direta ascendente foram realizados com água do Lago Paranoá, sendo que nove (09) experimentos (E1 a E7, E10 e E11) foram realizados em condição baixa de turbidez (turbidez natural da água de estudo) e três (03) experimentos (E8, E9 e E12) em condição de turbidez mais elevada, cerca de 30 UT, resultado da adição de uma suspensão de caulinita à água coletada do Lago Paranoá.

Na Tabela 5.2 é apresentado um resumo das condições de coagulação em que foram realizados cada um dos experimentos de filtração direta ascendente para água já preparada, isto é, após correção do pH e inoculação de oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

Tabela 5.2 – Resumo dos experimentos de filtração direta ascendente.

| Exp | Turbidez AB (UT) | pH AB | pH AC | pH AF | Clorofila-a (µg/L) | Dosagem de sulfato de alumínio anidro (mg/L) | Taxa de filtração (m ³ /m ² .d) |
|------------------------|------------------|----------|----------|----------|--------------------|--|---|
| 1 | 4,8 | 6,6 | 6,2 | 6,4 | 9,4 | 8 | 120 |
| 2 | 5,7 | 6,9 | 6,4 | 6,6 | 7,8 | 10 | 120 |
| 3 | 5,4 | 7,0 | 6,5 | 6,6 | 18,4 | 10 | 120 |
| 4 | 4,4 | 6,9 | 6,4 | 6,7 | 21,8 | 12 | 120 |
| 5 | 5,0 | 6,9 | 6,4 | 6,6 | 11,5 | 10 | 120 |
| 6 | 3,5 | 6,9 | 6,5 | 6,7 | 9,5 | 8 | 120 |
| 7 | 5,4 | 7,0 | 6,8 | 6,9 | 2,6 | 8 | 145 |
| 8 | 28,0 | 6,8 | 6,4 | 6,6 | 9,2 | 12 | 120 |
| 9 | 30,1 | 6,6 | 6,4 | 6,6 | 10,7 | 12 | 120 |
| 10 | 4,4 | 6,9 | 6,7 | 6,8 | 4,7 | 10 | 120 |
| 11 | 3,2 | 6,8 | 6,5 | 6,7 | 5,4 | 10 | 120 |
| 12 | 30 | 7,1 | 6,4 | 6,7 | 3,2 | 18 | 120 |
| Média±σ ⁽¹⁾ | 4,6±0,85 | 6,9±0,12 | 6,5±0,17 | 6,7±0,13 | 10,1±6,35 | - | - |
| Média±σ ⁽²⁾ | 29,4±1,2 | 6,8±0,26 | 6,4±0,01 | 6,7±0,07 | 7,7±3,95 | - | - |

Legenda: (1) – Experimentos em condição de baixa turbidez; (2) – Experimentos com turbidez mais elevada da água de estudo.

De acordo com o diagrama de coagulação apresentado na Figura 5.1 como a faixa ótima de pH está entre 6,0 e 6,5 em uma ampla faixa de dosagem de coagulante. Assim, antes de cada experimento era realizado um teste de jarros adotando pH de coagulação entre 6 e 6,5, utilizando uma faixa de dosagem de coagulante também selecionada do diagrama (0, 4, 6, 8, 10, 12 e 14 mg/L em condições de turbidez baixa e 0, 12, 14, 16, 18, 20 e 22 em

condições de turbidez mais elevada). A partir dos resultados de turbidez residual obtidos para cada dosagem de coagulante testada no teste de jarros, era selecionada a dosagem a ser adotada no experimento de filtração, dosagem que promovia o menor valor de turbidez residual.

Como pode ser observado na Tabela 5.2, os valores médios de pH de coagulação foram de 6,5 e 6,4, nos experimentos com água bruta em condições de turbidez baixa e mais elevada, respectivamente, cujos valores estão dentro da faixa ótima de pH de coagulação (6,0 e 6,5) obtida a partir do diagrama de coagulação. Para obtenção do pH de coagulação na faixa ótima foram utilizadas dosagens de coagulante entre 8 e 12 mg/L nos experimentos com turbidez baixa e de 12 e 18 mg/L, nos experimentos com turbidez mais elevada.

5.2.3 - Parâmetros monitorados

5.2.3.1 - Perda de carga

Em todos os experimentos de filtração direta ascendente, a perda de carga foi monitorada durante todo o experimento de filtração (a cada 30 minutos) por meio de leituras piezométricas para verificação da retenção de impurezas nas camadas do meio filtrante. Embora a perda de carga seja considerada um indicador da necessidade de se interromper a carreira de filtração para lavagem do filtro, no presente trabalho não foi possível considerá-la como limitante, uma vez que a duração do experimento de filtração foi pré-definido (entre 6 e 8 horas) em função dos objetivos do trabalho e dos custos envolvidos.

A perda de carga inicial da camada suporte e meio filtrante limpos era em torno de 14 cm e em todos os experimentos foram observadas baixas taxas de crescimento da perda de carga que, de acordo com Di Bernardo (2002), constitui-se numa das vantagens da filtração direta ascendente em decorrência da remoção de uma quantidade substancial de impurezas na camada suporte, proporcionando, assim, maiores carreiras de filtração

A Figura 5.2 apresenta a evolução da perda de carga ao longo dos experimentos de filtração realizados em condições de baixa turbidez (E1 a E7, E10 e E11). Como pode ser observado, até o final do experimento, a perda de carga manteve-se com valores baixos,

não excedendo 30 cm, portanto, bastante inferiores à carga hidráulica disponível de 1,65 m. Comportamento similar foi observado nos experimentos em que a turbidez da água bruta apresentava maiores valores (Figura 5.3).

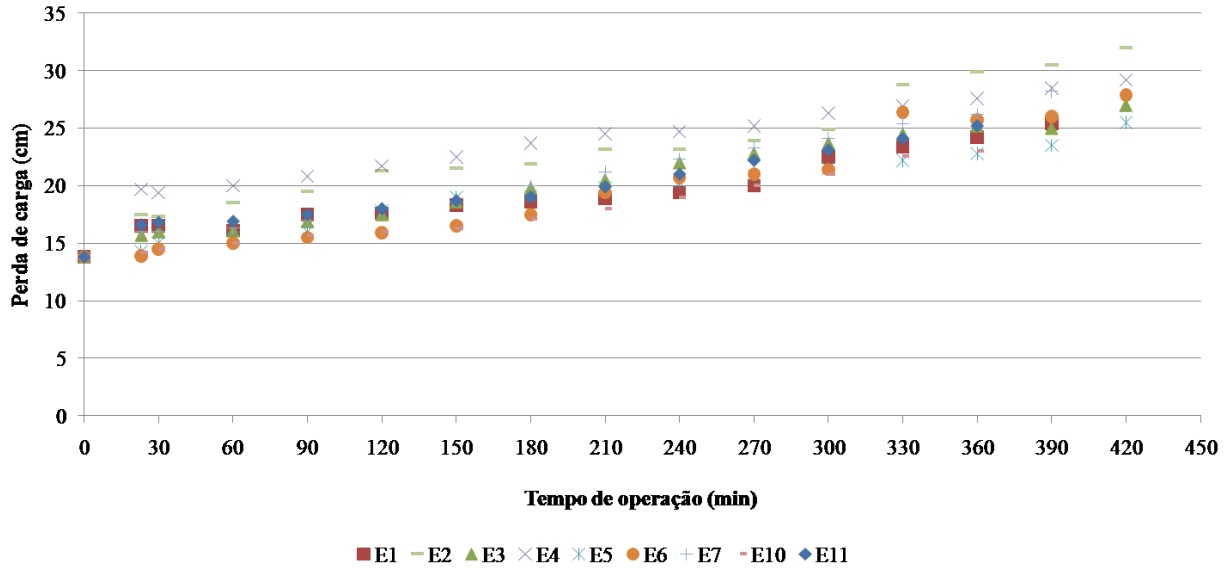


Figura 5.2 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta ascendente realizados em condições de baixa turbidez (3,20 a 5,70 UT).

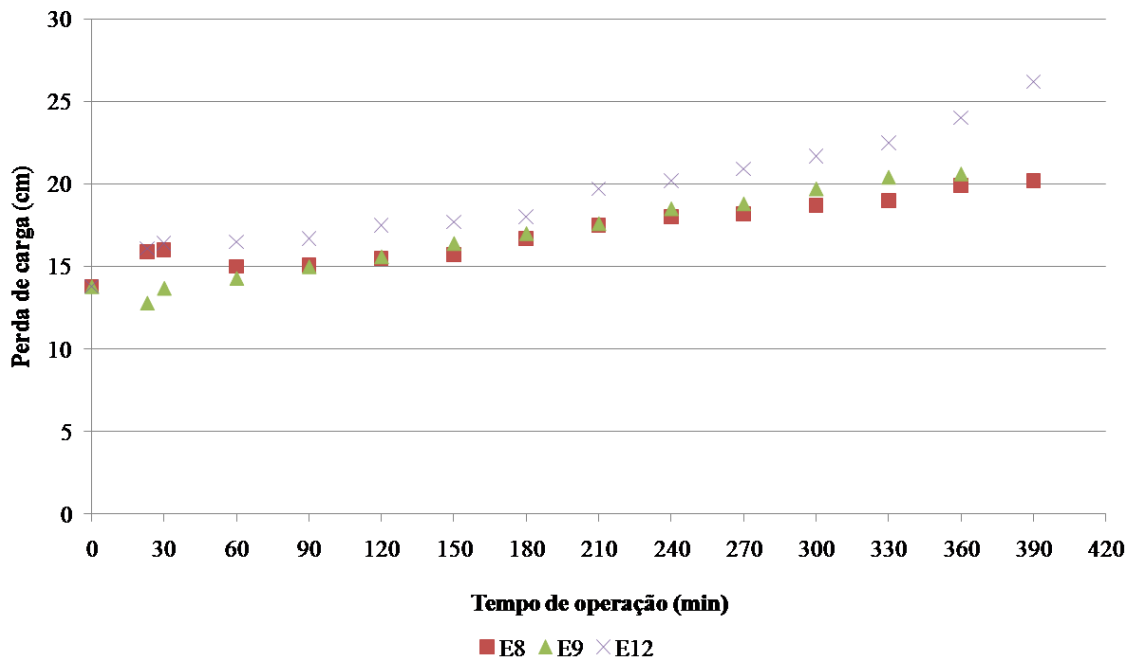


Figura 5.3 – Perda de carga nos experimentos de filtração direta ascendente realizados em condições de turbidez mais elevada (27,6 a 30,2 UT).

O Experimento 7 também foi realizado em condições de baixa turbidez, porém com taxa de filtração um pouco superior ($T_f = 145 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) à utilizada nos demais experimentos

($T_f = 120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$). Contudo, como pode ser observado na Figura 5.2, esse fato não representou influência notável sobre os valores de perda de carga ao longo dos experimentos de filtração.

Analisando a perda de carga por camada do meio filtrante (camada 1 a 5) e por subcamada da camada suporte (camadas 6 a 10) do filtro direto ascendente (Figura 5.4), observa-se que para todos os experimentos, independente da turbidez, o crescimento da perda de carga no meio granular foi maior na primeira camada do meio filtrante (tamanho dos grãos entre 1,68 e 2,30 mm), quase não havendo crescimento da perda de carga nas camadas superiores, indicando que durante os experimentos a primeira camada do meio filtrante foi mais atuante na retenção das impurezas. Nas subcamadas inferiores da camada suporte (camadas de 8 a 10) foi registrada a maior retenção de impurezas ao final do experimento de filtração, apresentando assim os maiores valores de perda de carga, sendo que na camada 8 obteve-se a maior contribuição.

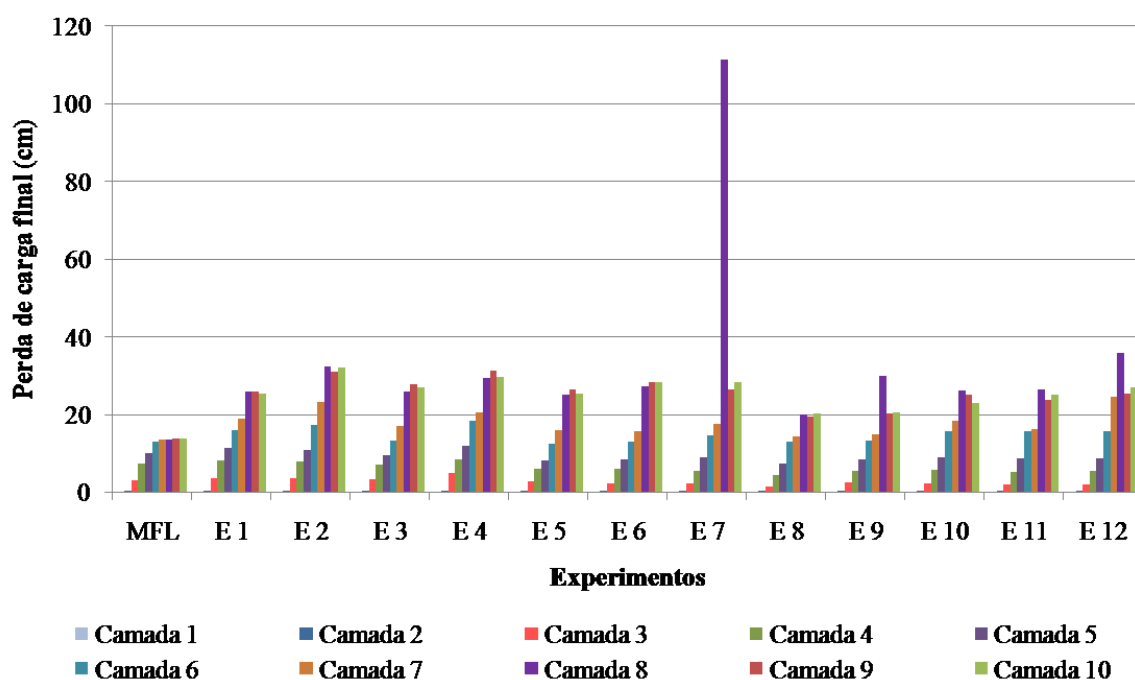


Figura 5.4 – Perda de carga ao longo do meio filtrante (camadas 1 a 5) e camada suporte (camadas 6 a 10) nos experimentos de filtração direta ascendente.

O comportamento observado no presente trabalho já foi relatado em trabalhos anteriores. Sens *et al.* (2002) avaliaram a duração das carreiras de filtração e a qualidade da água produzida de um filtro direto descendente (meio filtrante antracito e areia) e um filtro

direto ascendente (areia) operados em paralelo. As características do meio filtrante utilizado no filtro direto ascendente foram similares ao adotado no presente estudo. No estudo foi constatado que a retenção das impurezas foi predominantemente na camada suporte, com granulometria na faixa de 2,4 a 19 mm. No filtro direto descendente a retenção de impurezas ocorreu praticamente nos primeiros 20 cm da camada de areia (granulometria entre 0,42 a 1,41mm), promovendo um rápido crescimento da perda de carga e, conseqüentemente carreiras de filtração mais curtas (com duração média de 10 horas) enquanto que as carreiras de filtração do filtro direto ascendente tiveram duração média de 18,8 horas.

Teixeira *et al.* (2005), ao avaliarem a evolução da perda de carga em filtro direto ascendente e descendente, observaram que, independente da taxa aplicada, o consumo da carga hidráulica disponível no filtro de escoamento ascendente é mais lento que no filtro de escoamento descendente, levando assim a maiores carreiras de filtração. Di Bernardo *et al.* (2005a), mostraram claramente que a retenção das impurezas nas camadas superiores do meio filtrante do filtro ascendente só ocorre após muitas horas de operação do filtro, sendo a camada suporte a responsável pela maior parte da retenção das impurezas.

5.2.3.2 - Clorofila-a e Absorbância UV 254 nm (AUV 254)

As concentrações de clorofila-a (Figura 5.5), que é indicador da biomassa de algas presente na água natural, e de matéria orgânica natural (Figura 5.6), expressa pela Absorbância a 245nm, foram determinadas em todos os experimentos de filtração direta ascendente na água bruta (AB), na água filtrada após o período de amadurecimento do filtro (AFA) e na água filtrada no final do experimento de filtração (AFF) para avaliar a remoção destes compostos no sistema.

De acordo com os dados apresentados na Figura 5.5, houve grande variação nas concentrações de clorofila-a na água bruta do Lago Paranoá, com valores entre 2,57 e 21,82 µg/L, os quais diferem substancialmente dos valores observados por Fagundes (2006), entre 11,9 e 12,9 µg/L, em amostras do mesmo manancial, nos meses de janeiro e fevereiro de 2006.

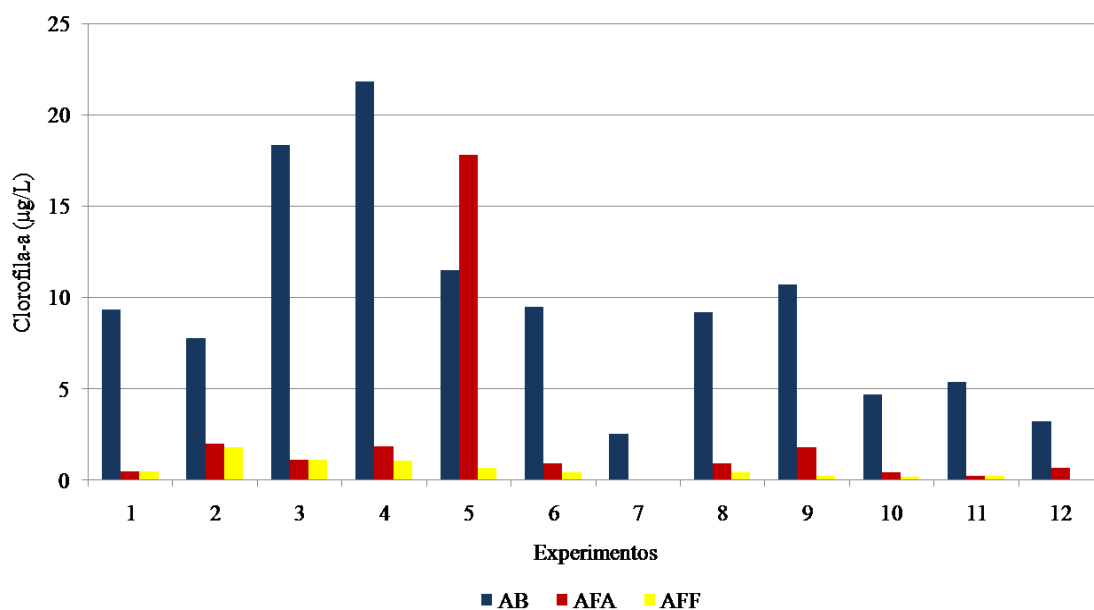


Figura 5.5 – Concentração de Clorofila-a nas amostras de água bruta e filtrada.

Como pode ser observado na Figura 5.5, as concentrações de clorofila-a nas amostras de água referentes ao período de amadurecimento foram, de forma geral, um pouco superiores às encontradas nas amostras de água filtrada final. Apenas no experimento E5 os valores foram consideravelmente superiores se comparados aos demais experimentos, o que, provavelmente, foi decorrente de erro analítico. A eficiência de remoção de clorofila-a nas amostras referentes ao período de amadurecimento variou de 76,92% a 100%, com remoção média de 85%, enquanto que nas amostras de água filtrada final variou de 78% a 100%, com remoção média de 91,3%, eficiências superiores às encontradas por Di Bernardo *et al.* (2003) em trabalho realizado em filtro direto ascendente com a mesma composição granulométrica utilizada neste estudo e concentração de clorofila-a na água bruta variando de 3,76 a 54,68 µg/L, o qual apresentou eficiência de remoção variando de 68% a 96%.

Quanto à absorvância de matéria orgânica natural nas amostras analisadas observa-se que em quase todos os experimentos, os valores de Absorvância à 254 nm (AUV 254) nas amostras de água filtrada final foram superiores às das amostras referentes ao período de amadurecimento, como demonstrado na Figura 5.6, sendo que no experimento E7 o valor na água filtrada final foi inclusive superior à concentração na água bruta a que pode ser atribuído a erro analítico. Foram observadas reduções dos valores de AUV 254, variando de 4,7% a 100% em amostras de água filtrada referentes ao período de amadurecimento e de 14,3 a 79,5% nas amostras do final do experimento de filtração. Os resultados obtidos

mostram uma tendência à maior remoção de matéria orgânica durante o período de amadurecimento do filtro quando comparado com os percentuais de remoção durante o período de operação estável do sistema. Este comportamento pode ser atribuído a uma maior retenção deste material no meio filtrante durante o período de amadurecimento do filtro e a um desprendimento da matéria orgânica no final do experimento de filtração. Entretanto, essa hipótese deve ser analisada com cautela em virtude da fragilidade da medida e deve ser avaliada em estudos posteriores.

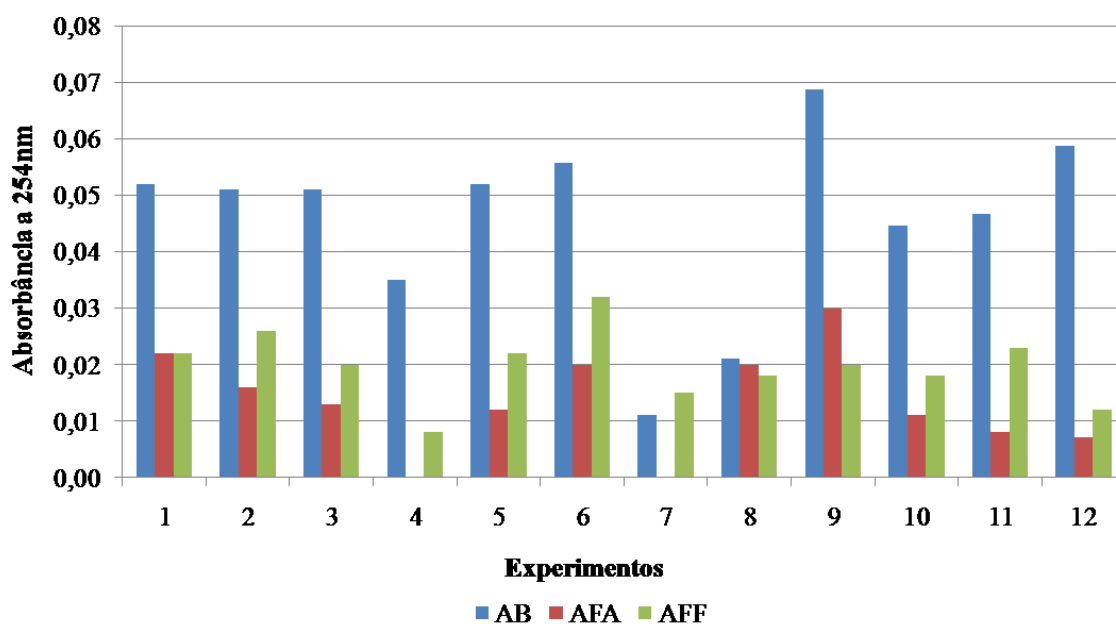


Figura 5.6 – Valores de Absorbância a 254 nm nas amostras analisadas.

5.2.3.3 - Coliformes totais e *E.coli*

Os resultados das determinações de coliformes totais e *E.coli* realizados nas amostras de água bruta e água filtrada das águas de estudo estão apresentados na Tabela 5.3 e Tabela 5.4. Na água bruta do Lago Paranoá, a concentração de coliformes totais variou de $1,2 \times 10^3/100\text{mL}$ a $3,1 \times 10^4/100\text{mL}$ e no caso de *E.coli* atingiu valores de até $4,1 \times 10^3/100\text{mL}$.

Tabela 5.3 – Concentrações de Coliformes totais nas amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de filtração direta ascendente.

| Experimento | Coliformes Totais (NMP/100mL) | | | Remoções | | | |
|-------------|-------------------------------|---------------------|---------------------|----------|------|-------|------|
| | AB | AFA | AFF | AFA | | AFF | |
| | | | | % | log | % | log |
| 1 | 3,1x10 ⁴ | 1,7x10 ² | 1,0x10 ² | 99,45 | 2,26 | 99,68 | 2,50 |
| 2 | 3,9x10 ³ | 2,0x10 ² | 3,1x10 ¹ | 94,90 | 1,29 | 99,20 | 2,10 |
| 3 | 2,9x10 ³ | 1,4x10 ² | 2,6x10 ¹ | 95,13 | 1,31 | 99,12 | 2,06 |
| 4 | 8,7x10 ³ | 5,5x10 ¹ | 9,6x10 ⁰ | 99,36 | 2,20 | 99,89 | 2,96 |
| 5 | 1,8x10 ⁴ | 3,9x10 ² | 9,9x10 ¹ | 97,80 | 1,66 | 99,44 | 2,25 |
| 6 | 6,3x10 ³ | 2,4x10 ³ | 2,4x10 ² | 61,43 | 0,41 | 96,24 | 1,42 |
| 7 | 8,0x10 ³ | 6,5x10 ² | 1,8x10 ² | 91,89 | 1,09 | 97,76 | 1,65 |
| 8 | 2,1x10 ³ | 1,7x10 ¹ | 1,7x10 ¹ | 99,17 | 2,08 | 99,17 | 2,08 |
| 9 | 2,9x10 ⁴ | 3,6x10 ¹ | 2,9x10 ¹ | 99,87 | 2,90 | 99,90 | 3,00 |
| 10 | 1,2x10 ³ | 1,7x10 ¹ | 1,0x10 ⁰ | 98,56 | 1,84 | 99,92 | 3,07 |
| 11 | 1,4x10 ⁴ | 1,3x10 ² | 5,7x10 ¹ | 99,04 | 2,02 | 99,58 | 2,38 |
| 12 | 5,8x10 ³ | 1,8x10 ¹ | 4,1x10 ⁰ | 99,70 | 2,52 | 99,93 | 3,15 |

Legenda: AB: água bruta; AFA: água filtrada referente ao período de amadurecimento do filtro; AFF: água filtrada 30 min antes do término do experimento de filtração. Experimento 7: taxa elevada (145 m³/m².d); Experimento 8 e 12: turbidez mais elevada (~ 30 UT); Experimento 9: turbidez elevada (~ 30 UT), sem inoculação.

Tabela 5.4 – Concentrações de *E.coli* nas amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de filtração direta ascendente.

| Experimento | <i>E.Coli</i> (NMP/100mL) | | | Remoções | | | |
|-------------|---------------------------|---------------------|---------------------|----------|------|------|------|
| | AB | AFA | AFF | AFA | | AFF | |
| | | | | % | log | % | log |
| 1 | 1,6x10 ³ | 7,5x10 ⁰ | ND | 99,5 | 2,3 | > 99 | 2,50 |
| 2 | 1,9x10 ² | 3,1x10 ⁰ | ND | 98,3 | 1,8 | > 99 | 2,10 |
| 3 | 3,6x10 ² | 1,3x10 ¹ | 1,0x10 ⁰ | 96,3 | 1,4 | 99,7 | 2,06 |
| 4 | 6,6x10 ² | ND | ND | > 99 | - | > 99 | 2,96 |
| 5 | 9,0x10 ² | 5,2x10 ⁰ | 4,1x10 ⁰ | 99,4 | 2,2 | 99,5 | 2,25 |
| 6 | 7,0x10 ² | 4,1x10 ⁰ | 1,1x10 ¹ | 99,4 | 2,2 | 98,4 | 1,42 |
| 7 | 9,1x10 ² | 7,5x10 ⁰ | 3,0x10 ⁰ | 99,2 | 2,1 | 99,7 | 1,65 |
| 8 | 8,3x10 ¹ | 2,0x10 ⁰ | ND | 97,6 | 1,6 | > 99 | 2,08 |
| 9 | 1,7x10 ³ | ND | ND | > 99 | - | > 99 | 3,00 |
| 10 | 1,0x10 ⁰ | ND | 1,0x10 ⁰ | > 99 | - | > 99 | 3,07 |
| 11 | 4,1x10 ³ | 2,0x10 ¹ | 1,7x10 ¹ | 99,5 | 2,3 | 99,6 | 2,38 |
| 12 | 1,6x10 ³ | 1,0x10 ⁰ | ND | 99,9 | 3,21 | > 99 | 3,15 |

Legenda: AB: água bruta; AFA: água filtrada referente ao período de amadurecimento do filtro; AFF: água filtrada 30 min antes do término do experimento de filtração. Experimento 7: taxa elevada (145 m³/m².d); Experimento 8 e 12: turbidez mais elevada (~ 30 UT); Experimento 9: turbidez elevada (~ 30 UT), sem inoculação; ND: não detectado.

Como pode ser observado na Tabela 5.3 e Tabela 5.4, de forma geral, as amostras referentes ao período de amadurecimento do filtro apresentaram concentração de coliformes totais e *E.coli* superiores às concentrações no final do experimento de filtração, mostrando mais uma vez a vulnerabilidade do período inicial do experimento de filtração em relação à retenção de microrganismos indicadores de qualidade bacteriológica da água.

Verifica-se ainda que nos experimentos E1 e E9 a amostra de água bruta apresentou valor mais elevado de concentração de coliformes totais, o que pode estar associado à chuva intensa que ocorreu na madrugada anterior aos experimentos. Porém, o pico de concentração de coliformes totais não foi acompanhado do pico de concentração de *E.coli*, que ocorreu no E11.

Para as amostras de água filtrada, já no período de amadurecimento, foram verificadas remoções médias entre 94,69% e 99,87% em amostras referentes ao período de amadurecimento e entre 96,24% e 99,93% em amostras do final do experimento de filtração, para coliformes totais; e remoções médias entre 96,3 e 99,9% em amostras referentes ao período de amadurecimento e >99 a 99,7% em amostras do final do experimento de filtração, para *E.coli*.

5.2.3.4 - Turbidez

A turbidez é um padrão rotineiramente utilizado para indicar a qualidade da água para consumo humano e o aumento de seu valor geralmente indica possibilidade de contaminação microbiológica, sendo um parâmetro essencial para monitoramento da eficiência do processo de clarificação da água. Para utilização da filtração direta no tratamento de água para consumo humano, os parâmetros de qualidade da água, inclusive o parâmetro turbidez, são limitantes, pois para aplicação da filtração direta ascendente é necessário que seja utilizada água com poucas variações de qualidade. Assim, Di Bernardo *et al.* (2003), recomendam que para aplicação desta tecnologia os valores de turbidez da água bruta sejam em 90% do tempo menores ou iguais a 10 UT, em 95% do tempo menores ou iguais a 25 UT e em 100% do tempo menores ou iguais a 100 UT.

Nos experimentos realizados, como pode ser observado na Tabela 5.5, foi utilizado água bruta com baixa turbidez, com valores entre 3,20 e 5,74 para água de estudo. Nos experimentos E8, E9 e E12, objetivando avaliar a eficiência do filtro e atendendo ao limite estabelecido para utilização desta tecnologia, a turbidez da água bruta foi mais elevada, com valor próximo a 30 UT, com adição de suspensão de caulinita.

Tabela 5.5 – Turbidez da água bruta (valores médios) e residual nos experimentos de filtração direta ascendente.

| Experimento | Turbidez AB (UT) | Turbidez residual (UT) | | | Remoção Média (%) |
|-------------|------------------|------------------------|-------|--------|-------------------|
| | | Varição | Média | Desvio | |
| 1 | 4,8 | 0,10-0,55 | 0,27 | 0,14 | 93,9 |
| 2 | 5,7 | 0,11-0,79 | 0,28 | 0,14 | 94,7 |
| 3 | 5,4 | 0,27-0,52 | 0,32 | 0,06 | 93,3 |
| 4 | 4,4 | 0,24-0,75 | 0,31 | 0,11 | 92,7 |
| 5 | 5,0 | 0,23-0,35 | 0,27 | 0,03 | 94,5 |
| 6 | 3,5 | 0,21-0,41 | 0,25 | 0,04 | 92,6 |
| 7 | 5,4 | 0,19-0,38 | 0,21 | 0,03 | 95,5 |
| 8 | 28 | 0,28-0,43 | 0,32 | 0,03 | 98,8 |
| 9 | 30 | 0,28-2,53 | 0,43 | 0,30 | 98,6 |
| 10 | 4,4 | 0,13-0,35 | 0,18 | 0,06 | 95,9 |
| 11 | 3,2 | 0,13-0,21 | 0,16 | 0,01 | 94,9 |
| 12 | 30 | 0,19-0,36 | 0,22 | 0,04 | 99,2 |

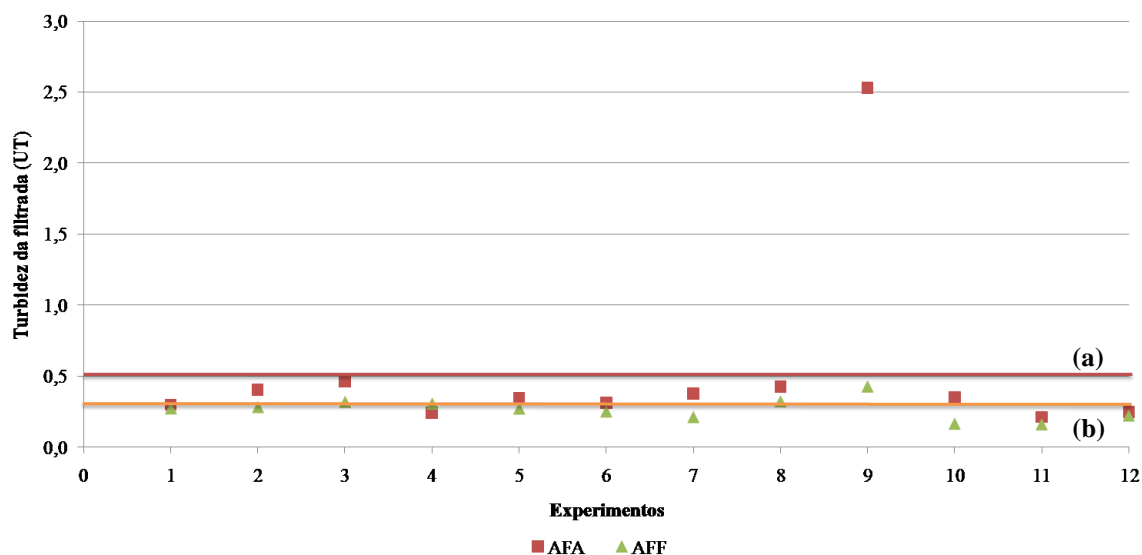
Os resultados apresentados na Tabela 5.5 mostram que em todos os experimentos realizados os valores de turbidez residual mantiveram-se abaixo do recomendado pela legislação brasileira, representada pela Portaria n° 518/2204, de valores inferiores a 0,5 UT. Ao se analisar os valores de turbidez remanescente, considerando o limite estabelecido pela legislação norte americana (0,3 UT), observa-se que nos experimentos E3, E4, E8 e E9 o valor de turbidez ficou um pouco superior ao estabelecido.

Como também pode ser observado na Tabela 5.5, nos experimentos em que foi utilizada água com baixa turbidez (turbidez natural) foi obtida remoção média de turbidez entre 92,7 e 95,9%, enquanto que nos experimentos com turbidez em torno de 30 UT houve maior percentual de remoção, atingindo 99,2%. Maior quantidade de partículas (turbidez mais elevada) na água favorece o processo de coagulação, com formação de maior quantidade de coágulos com tamanhos que ficam mais facilmente retidos no interior do meio filtrante.

No trabalho desenvolvido por Di Bernardo *et al.* (2005a), o filtro direto ascendente de areia grossa de um sistema de dupla filtração mostrou-se eficiente no tratamento de água com turbidez de 100 UT, apresentando valores deste parâmetro na água filtrada menores que 0,1 UT durante a maior parte do tempo.

Tradicionalmente, o período de amadurecimento tem sido considerado um período vulnerável do ciclo de filtração, período inicial da carreira em que a turbidez pode ser elevada. Desta forma, verifica-se na Figura 5.7 que a turbidez residual das amostras referentes ao período de amadurecimento do filtro apresentaram valores um pouco superiores aos valores observados durante o período de operação regular do filtro, sendo que em todos os experimentos, exceto no experimento E9, os valores de turbidez já apresentaram-se abaixo do valor recomendado pela legislação brasileira.

A grande diferença observada no valor da turbidez referente ao período de amadurecimento do filtro no experimento E9 pode estar relacionada à deficiência no processo de lavagem realizada anteriormente a este experimento, já que foram mantidas as mesmas condições de coagulação como nos demais experimentos.



Legenda: (a) limite de turbidez recomendado pela Portaria n° 518 MS para água filtrada, (b) limite de turbidez de água filtrada estabelecido por legislação americana.

Figura 5.7 – Turbidez em amostras de água filtrada durante o período de amadurecimento do filtro (AFA) e durante a operação regular do filtro (AFF).

Em trabalho realizado por Fagundes (2006), em instalação piloto de filtração direta descendente com meio filtrante simples de areia usando água do Lago Paranoá, também

foram obtidos valores de turbidez na água filtrada inferiores aos recomendados pelas legislações brasileira e americana, sempre que as condições ideais de coagulação foram utilizadas. Entretanto, quando foram utilizadas sub-dosagens de coagulante essa condição não foi observada, ou seja, os valores de turbidez da água filtrada eram frequentemente superiores a 0,5 UT e mesmo a 1UT. A necessidade de manutenção de condições de coagulação para se obter elevada eficiência no processo de filtração também foi observada por Fernandes (2007) ao trabalhar em escala piloto com filtração direta descendente em meio filtrante duplo (antracito e areia), obtendo elevados valores de turbidez da água filtrada quando realizou experimentos em condições de super-dosagem de coagulante.

No presente trabalho, embora se tenha adotado a taxa de filtração de 145 m³/m².d no experimento E7, o aumento em relação à taxa usual de 120 m³/m².d (~20%), não pareceu ser suficiente para influenciar na eficiência do filtro com relação à remoção de turbidez. Teixeira *et al.* (2005) verificaram uma melhor eficiência de remoção de turbidez quando aumentaram a taxa de filtração de 180 m³/m².d para 240 m³/m².d, alcançando maior percentual de valores de turbidez inferior a 0,5 UT. No trabalho de Teixeira *et al.* (2005) foi avaliado o desempenho das unidades pilotos de filtração direta ascendente e descendente na tratabilidade de água bruta com baixa turbidez (2,0 a 5,6 UT) e foi constatado que, em termos de remoção de turbidez, ao aplicar taxa de filtração de 240 m³/m².d foi verificada melhor eficiência da unidade de escoamento ascendente.

5.2.3.5 - Oocistos de *Cryptosporidium parvum*

Nos experimentos E1 a E8 e E12, a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* foi avaliada em amostras de água bruta (AB), água filtrada após o período de detenção do filtro, correspondendo à amostra referente ao período de amadurecimento (AFA), e amostra coletada 30 minutos antes do final do experimento de filtração (AFF). No experimento E9 não foi realizada inoculação e, conseqüentemente, não foi realizada a detecção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

As concentrações de oocistos de *Cryptosporidium parvum* nos experimentos realizados estão apresentadas na Figura 5.8. Em todos os experimentos, como pode ser observado, a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* nas amostras referentes ao período

de amadurecimento foi um pouco superior às encontradas nas amostras de água filtrada final.

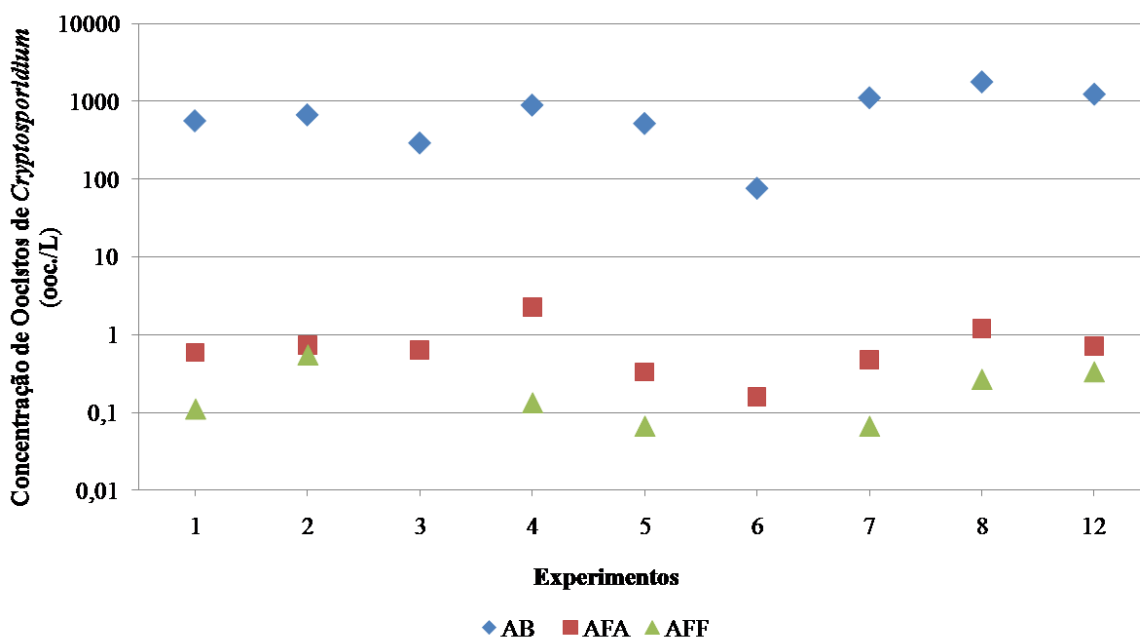


Figura 5.8 – Concentração de oocistos de *Cryptosporidium* em amostras de água bruta e filtrada nos experimentos de filtração direta ascendente.

As concentrações de oocistos de *Cryptosporidium parvum* encontradas nos efluentes dos filtros (Figura 5.8) foram em grande parte, superiores às concentrações limites para o risco tolerável pela legislação dos Estados Unidos considerando o risco diário de infecção admitido pela USEPA de $2,76 \times 10^{-7}$ (Bastos *et al*, 2009). Entretanto, é importante destacar que foram inoculadas concentrações elevadas de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e que considerando essas concentrações na água bruta seria necessário tratamento adicional para se obter concentrações na água filtrada no limite estabelecido.

Porém, considerando a concentração média de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água bruta (892 ooc./L) seria necessário remoção igual ou superior a 4,0 log para se adequar à concentração limite na água filtrada admitida pelo Reino Unido, de 0,1 ooc./L. De forma geral com os logs de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* obtidos nos experimentos, as concentrações na água filtrada, em sua maioria, foram inferiores a este limite de risco admitido pelo Reino Unido.

Além do volume de amostra de água filtrada e dos limites de detecção do método, a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta é uma característica importante na avaliação da eficiência de remoção deste patógeno. Assim, quanto maior a concentração inicial de oocistos de *Cryptosporidium* maior a probabilidade de detecção de oocistos no efluente do filtro (Gitis, 2004). Tal fato foi observado claramente em alguns experimentos nos quais, quando a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água bruta era menor, eram observadas baixas concentrações nas amostras de AFF, chegando a não ser detectado em alguns casos (E3 e E6).

Para avaliação da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e como segurança da detecção no efluente final de filtros diretos, Ongerth e Pecoraro (1995) inocularam 10^3 ooc./L, Nieminski e Ongerth (1995), 10^4 ooc./L, ambos em escala piloto. Ladeia (2004), ao utilizar concentração de oocistos afluente de 10^0 a 10^1 , não conseguiu detectar oocistos de *Cryptosporidium* na água efluente dos filtros rápidos.

Fagundes (2006) e Fernandes (2007) utilizaram concentrações da ordem de 10^2 a 10^3 ooc./L, sendo que Fernandes (2007) ao utilizar concentrações muito baixas na água bruta, com valores entre 6 e 11 ooc./L não detectou oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras de água filtrada.

Como pode ser observado na Tabela 5.6, foram alcançados percentuais de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* entre 2,80 e $> 4,20$ log, remoção superior a creditada para esta tecnologia pela USEPA (2006), de 2,5 log. Porém, considerando que a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água bruta é superior a 3,0 ooc./L e que com essa concentração na água bruta seria necessário processos adicionais buscando atingir 5,0 log (exigido pela USEPA para essa tecnologia em tratamento de água com concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* $\geq 3,0$ ooc./L) não foi alcançado o valor exigido pela USEPA para tal concentração.

No experimento E7, em que foi utilizada uma taxa de filtração cerca de 20% superior à adotada nos demais experimentos, não se verificou redução no valor de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, ao contrário, a remoção obtida foi inclusive um pouco superior aos demais experimentos realizados. Dugan e Williams (2004), em trabalho que avaliou a filtração direta descendente em filtro de dupla camada (antracito e areia)

relataram que o aumento da taxa de filtração de 120 m³/m².d para 240 m³/m².d, influenciou significativamente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, com redução da remoção de 4,2 log para 1,9 log. A influência negativa do aumento da taxa de filtração não foi percebida no presente trabalho provavelmente em função do aumento ser relativamente pequeno quando comparado ao relatado por Dugan e Williams (2004).

Tabela 5.6 – Log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e turbidez nos experimentos de filtração direta ascendente.

| Experimentos | Remoção (log) de Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> | | Remoção (log) Turbidez | |
|--------------|---|--------|------------------------|------|
| | AFA | AFF | AFA | AFF |
| 1 | 2,98 | 3,70 | 1,20 | 1,24 |
| 2 | 2,96 | 3,10 | 1,15 | 1,31 |
| 3 | 2,62 | > 4,20 | 1,06 | 1,22 |
| 4 | 2,60 | 3,80 | 1,25 | 1,15 |
| 5 | 3,19 | 3,90 | 1,16 | 1,26 |
| 6 | 2,68 | > 4,20 | 1,05 | 1,14 |
| 7 | 3,37 | 4,20 | 1,15 | 1,40 |
| 8 | 3,18 | 3,80 | 1,81 | 1,93 |
| 9 | SI | SI | 1,07 | 1,85 |
| 10 | NR | 3,00 | 1,10 | 1,42 |
| 11 | NR | 2,80 | 1,18 | 1,30 |
| 12 | 3,24 | 3,60 | 2,09 | 2,13 |

Legenda: NR: não foi realizada coleta desta amostra para detecção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*; SI: experimento realizado sem inoculação de oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

Em alguns estudos (LeChevallier *et al.*, 1991; States *et al.*, 1995; Karanis *et al.*, 1998; Braga *et al.*, 2006; Freitas, 2007) foi observada elevada concentração de patógenos resistente ao processo de desinfecção, inclusive oocistos de *Cryptosporidium*, em águas de lavagem de filtros. Dessa forma, em dois experimentos (E10 e E11) foi coletada amostra de água de lavagem do filtro, como já citado, com objetivo de observar a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água de lavagem (AL) e verificar, de forma preliminar, a eficiência da lavagem na remoção dos microrganismos retidos durante os experimentos de filtração direta ascendente.

Considerando a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na AB e AF verifica-se, a partir dos valores apresentados na Tabela 5.7, que a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* encontradas na água de lavagem ficou aquém do esperado,

particularmente no experimento E10, no qual a amostragem não representativa podendo ter sido responsável pela grande discrepância. Quando foi realizada uma melhor homogeneização da água de lavagem no experimento E11, a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água de lavagem aumentou consideravelmente, porém ainda assim observou-se um desequilíbrio no balanço de massa, com aparente “desaparecimento” de oocistos no sistema.

Tabela 5.7 –Concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* nos experimentos com água de lavagem do filtro

| Experimento | Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (ooc./L) | | |
|-------------|---|------|-------|
| | AB | AF | AL |
| 10 | 752 | 0,8 | 54,40 |
| 11 | 1864 | 2,87 | 704 |

Embora a turbidez da água de lavagem não tenha sido determinada, segundo Di Bernardo *et al.* (2002), as águas de lavagem de filtros usualmente apresentam valores de turbidez entre 50 e 170 UT. Entretanto, outros trabalhos (Tobiason *et al.*, 2003; Le Gouellec *et al.*, 2004; Bastos *et al.*, 2005) apontam que, dependendo da tecnologia utilizada para tratamento da água e das características da água bruta, esses valores podem ser superiores ou inferiores, conforme o caso. No presente trabalho, a elevada turbidez comum em águas de lavagem pode ter interferido na recuperação e detecção dos oocistos de *Cryptosporidium parvum*, resultando em baixas concentrações nas amostras analisadas. De acordo com o Método 1623 da USEPA (2005), a turbidez causada por resíduo orgânico e inorgânico pode interferir na concentração, separação e detecção de oocistos de *Cryptosporidium*. Além disso, o método ressalta que resíduos de ocorrência natural (como argila e algas), químicos (como coagulante de alumínio e ferro) e adição de polímeros à água durante o processo de tratamento podem resultar em interferência adicional.

Além da interferência da turbidez, as baixas concentrações observadas podem estar relacionadas também à lavagem ineficiente do filtro, o que levaria à não remoção dos oocistos de *Cryptosporidium parvum* de forma eficiente dos interstícios do meio filtrante ou, em contraposição, à destruição dos oocistos em decorrência da pressão durante o processo de filtração e lavagem do filtro.

Os resultados das remoções de turbidez e oocistos de *Cryptosporidium parvum* alcançados nos experimentos de filtração direta ascendente nas amostras de água filtrada referentes ao

período de amadurecimento e ao período de operação regular do filtro são mostrados na Figura 5.9.

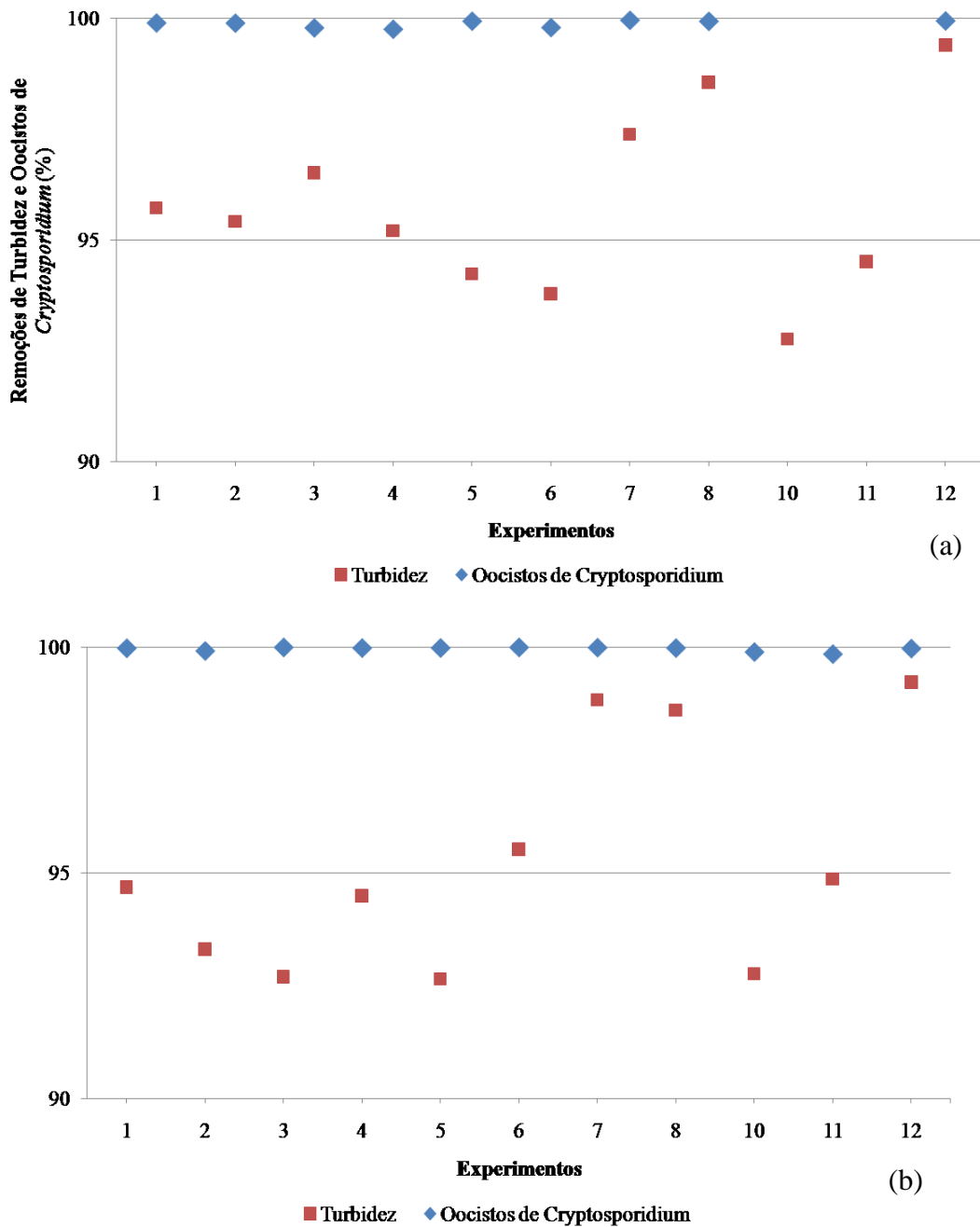


Figura 5.9 – Remoções de turbidez e oocistos de *Cryptosporidium parvum*: (a) Amostras de água filtrada referentes ao período de amadurecimento (AFA); (b) Amostras de água filtrada referentes ao período de operação regular do filtro (AFF).

Na Figura 5.9 é possível observar que houve maior variação dos valores de remoções de turbidez tanto nas amostras de água filtrada referentes ao período de amadurecimento, quanto nas amostras referentes ao período de operação regular do filtro, em relação à remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*. Em alguns experimentos as remoções de

turbidez foram maiores nas amostras referentes ao período de amadurecimento que nas amostras referentes à operação regular devido, provavelmente, às oscilações das condições de coagulação durante os experimentos de filtração.

Como esperado, as maiores remoções de turbidez foram obtidas nos experimentos em que foi utilizada água bruta com turbidez mais elevada (E8, E9 e E12), porém a alteração nesta característica da água bruta não afetou a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*. Essa diferença de relação entre os valores de remoções dos parâmetros está ligada ao fato do aumento turbidez na água bruta ter sido forçado, não representando a relação entre esses parâmetros observada no ambiente natural, que quanto maior os valores de turbidez na água bruta, maiores concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* podem ser encontradas.

As eficiências de remoções de coliformes totais, *E.coli* e oocistos de *Cryptosporidium parvum* alcançadas durante o período de amadurecimento e o período de operação regular do filtro estão apresentadas na Figura 5.10 e Figura 5.11. A referida vulnerabilidade quanto à passagem de partículas e microrganismos no meio filtrante durante o período de amadurecimento foi verificada nos experimentos analisados em que foram obtidos menores percentuais de remoções quando comparados aos dados das amostras referentes ao período de operação regular do filtro. Porém, as remoções de oocistos de *Cryptosporidium parvum* foram superiores às remoções de coliformes totais e *E.coli*.

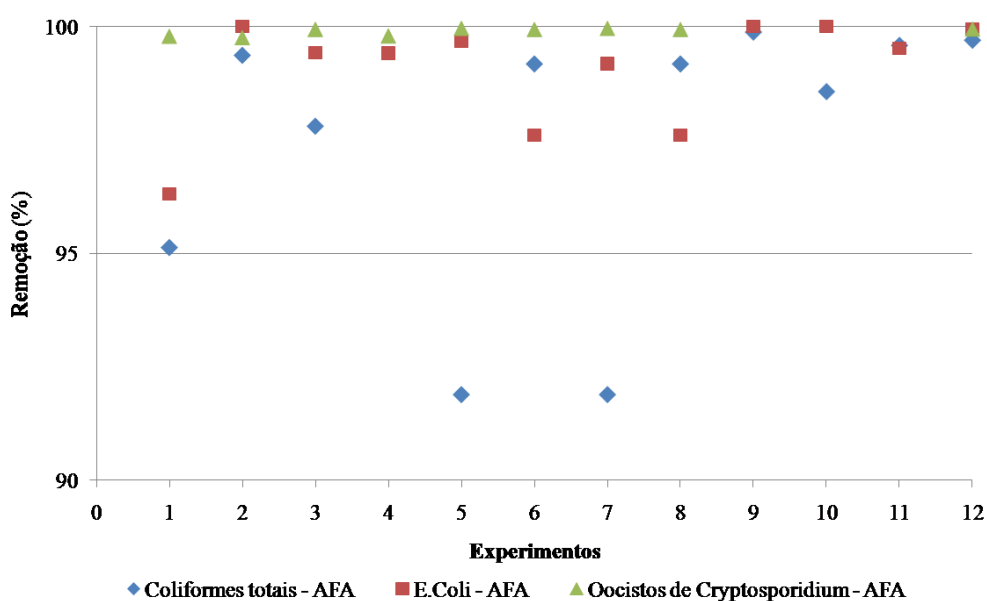


Figura 5.10 – Remoções de coliformes totais, *E.coli* e oocistos de *Cryptosporidium parvum* nas amostras de água filtrada durante o período de amadurecimento do filtro.

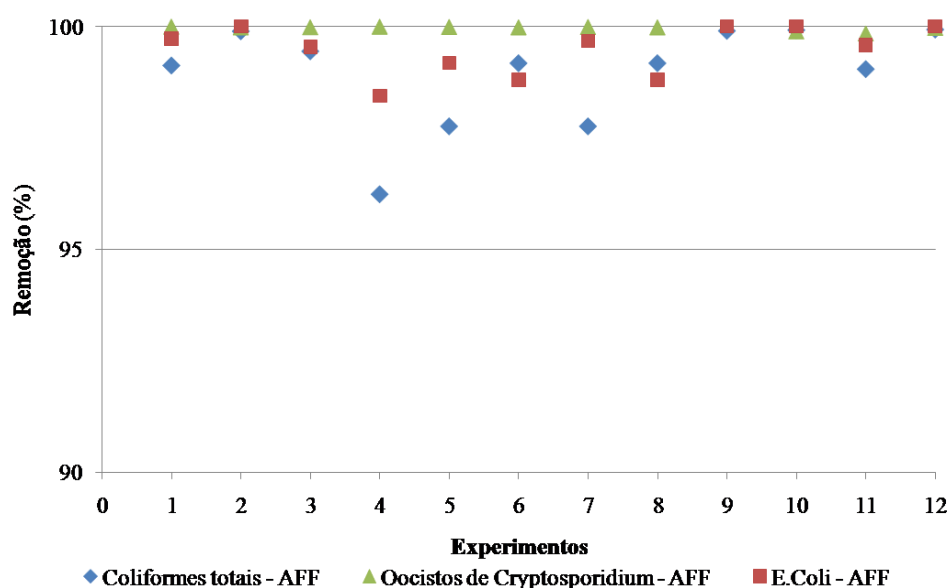


Figura 5.11 – Remoções de coliformes totais, *E.coli* e oocistos de *Cryptosporidium parvum* nas amostras de água filtrada durante o período de operação regular do filtro.

5.2.3.6 - Contagem de partículas

Em decorrência da grande dificuldade associada à detecção direta de protozoários patogênicos como oocistos de *Cryptosporidium*, bem como a discrepância nos resultados referentes à existência de correlações entre parâmetros comumente utilizados como indicadores da qualidade da água (como turbidez e coliformes) e oocistos de *Cryptosporidium*, vem-se avaliando a possibilidade de se utilizar a contagem de partículas como indicador da remoção desse microrganismo (LeChevallier e Norton, 1992; Nieminski e Ongerth, 1995; Ribas *et al.*, 2000; Huck *et al.*, 2002; Morse *et al.*, 2002; Yu *et al.*, 2006).

A inexistência de normalização de um único contador ou um único método padrão recomendado para estudos com tipos específicos de partículas é um dos problemas que afeta a contagem de partículas. Porém, uma das vantagens do uso de contador de partículas é a conclusão imediata que pode ser obtida da remoção de partículas pertencentes a diferentes intervalos de tamanho (Ribas *et al.*, 2000).

Diante disso, em oito experimentos de filtração direta ascendente com água do Lago Paranoá (E5 a E12), foi monitorada a distribuição do tamanho de partículas na água bruta

(AB) e água filtrada (AF) durante os experimentos de filtração, utilizando-se um contador de partículas on-line na instalação piloto. A água bruta de estudo apresentou uma distribuição de tamanho de partículas entre 2 e 70µm, mesmo quando foi adicionada a água caulinita para elevação da turbidez.

Diferentes intervalos de tamanhos de partículas são utilizados em estudos realizados para avaliação da correlação entre partículas e oocistos de *Cryptosporidium*. Le Chevallier e Norton (1992) encontraram uma boa correlação entre remoção de oocistos de *Cryptosporidium* com partículas com tamanho superiores a 5µm. Nieminski e Ongerth (1995) sugeriram que a melhor correlação com oocistos de *Cryptosporidium* é encontrada com partículas com tamanho entre 4-7µm, intervalo também utilizado por Ribas *et al.* (2000).

Na Tabela 5.8 são apresentados os valores médios de contagem de partículas por 100 mL nas faixas de tamanho, 2 a 7µm, 8 a 15µm e acima 15µm.

Tabela 5.8 – Média dos intervalos de número de partículas monitorados em amostras de água bruta e água filtrada no experimentos de filtração direta ascendente.

| Exp. | Faixa de tamanho de partícula | | | | | | | | |
|---------------|-------------------------------|----------------------|--------------|----------------------|----------------------|--------------|----------------------|-----------------------|--------------|
| | 2 a 7 µm | | | 8 a 15 µm | | | > 15 µm | | |
| | AB | AF | Remoção (%) | AB | AF | Remoção (%) | AB | AF | Remoção (%) |
| 5 | 2,72x10 ⁵ | 9,47x10 ³ | 96,52 | 3,75x10 ⁴ | 4,36x10 ² | 98,84 | 1,74x10 ⁴ | 2,57x10 ² | 98,53 |
| 6 | 1,98x10 ⁵ | 1,13x10 ⁴ | 94,28 | 1,94x10 ⁴ | 7,83x10 ² | 95,97 | 1,08x10 ⁴ | 2,57x10 ² | 97,62 |
| 7 | 2,07x10 ⁵ | 1,33x10 ⁴ | 93,55 | 1,63x10 ⁴ | 6,45x10 ² | 96,04 | 7,94x10 ³ | 2,82x10 ² | 96,45 |
| 8 | 1,93x10 ⁵ | 4,46x10 ⁴ | 76,88 | 1,24x10 ⁵ | 3,87x10 ³ | 96,87 | 7,68x10 ⁴ | 1,50x10 ² | 98,05 |
| 9 | 1,70x10 ⁵ | 8,52x10 ⁴ | 49,79 | 1,17x10 ⁵ | 4,12x10 ³ | 96,49 | 9,33x10 ⁴ | 1,92x10 ² | 97,95 |
| 10 | 1,70x10 ⁵ | 9,30x10 ³ | 94,54 | 1,33x10 ⁴ | 8,18x10 ² | 93,84 | 5,15x10 ³ | 2,28x10 ² | 95,58 |
| 11 | 1,63x10 ⁵ | 1,43x10 ⁴ | 91,24 | 1,17x10 ⁴ | 1,58x10 ³ | 86,53 | 5,84x10 ³ | 2,93x10 ² | 49,73 |
| 12 | 1,33x10 ⁵ | 2,65x10 ⁴ | 80,11 | 9,76x10 ⁴ | 2,44x10 ³ | 97,50 | 9,30x10 ⁴ | 1,09x10 ² | 98,82 |
| Média | 1,88x10 ⁵ | 2,68x10 ⁴ | 84,61 | 5,46x10 ⁴ | 1,84x10 ³ | 95,26 | 3,88x10 ⁴ | 1,06 x10 ³ | 91,59 |
| Desvio | 4,12x10 ⁴ | 2,65x10 ⁴ | 15,81 | 4,94x10 ⁴ | 1,48x10 ³ | 3,80 | 4,10x10 ⁴ | 1,00 x10 ³ | 16,95 |

Observa-se na Tabela 5.8 que as maiores remoções médias de partículas foram obtidas para os tamanhos entre 8 a 15µm (remoção na faixa de 86,53% a 98,84%, com logs de remoção entre 0,87 e 1,93), seguida pelas partículas com tamanho maiores que 15µm (remoção entre 49,73% a 98,82%, com logs de remoção entre 0,30 e 1,93) e, finalmente, de partículas na faixa de 2 a 7µm, com remoção de 49,79% a 96,52%, com logs de remoção

entre 0,30 e 1,46. Comparando as remoções de partículas nas diferentes faixas de tamanho com as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* se pode inferir que os oocistos removidos encontravam-se predominantemente, em flocos formados na camada suporte.

A distribuição do tamanho de partículas, exemplificada na Figura 5.12, revela uma estabilidade desse parâmetro na água bruta e na água filtrada. Verificou-se a ocorrência de maior número de partículas com tamanho na faixa de 2 a 7µm (faixa de tamanho correspondente ao tamanho dos oocistos de *Cryptosporidium*) em todos os experimentos, porém nos experimentos em que foi utilizada água bruta com turbidez mais elevada, observou-se uma elevação no número de partículas com tamanhos > 7 µm. Importante salientar que nas amostras de água filtrada há uma diminuição da quantidade de partículas até a segunda hora de experimento, com pequenas elevações até o final do experimento.

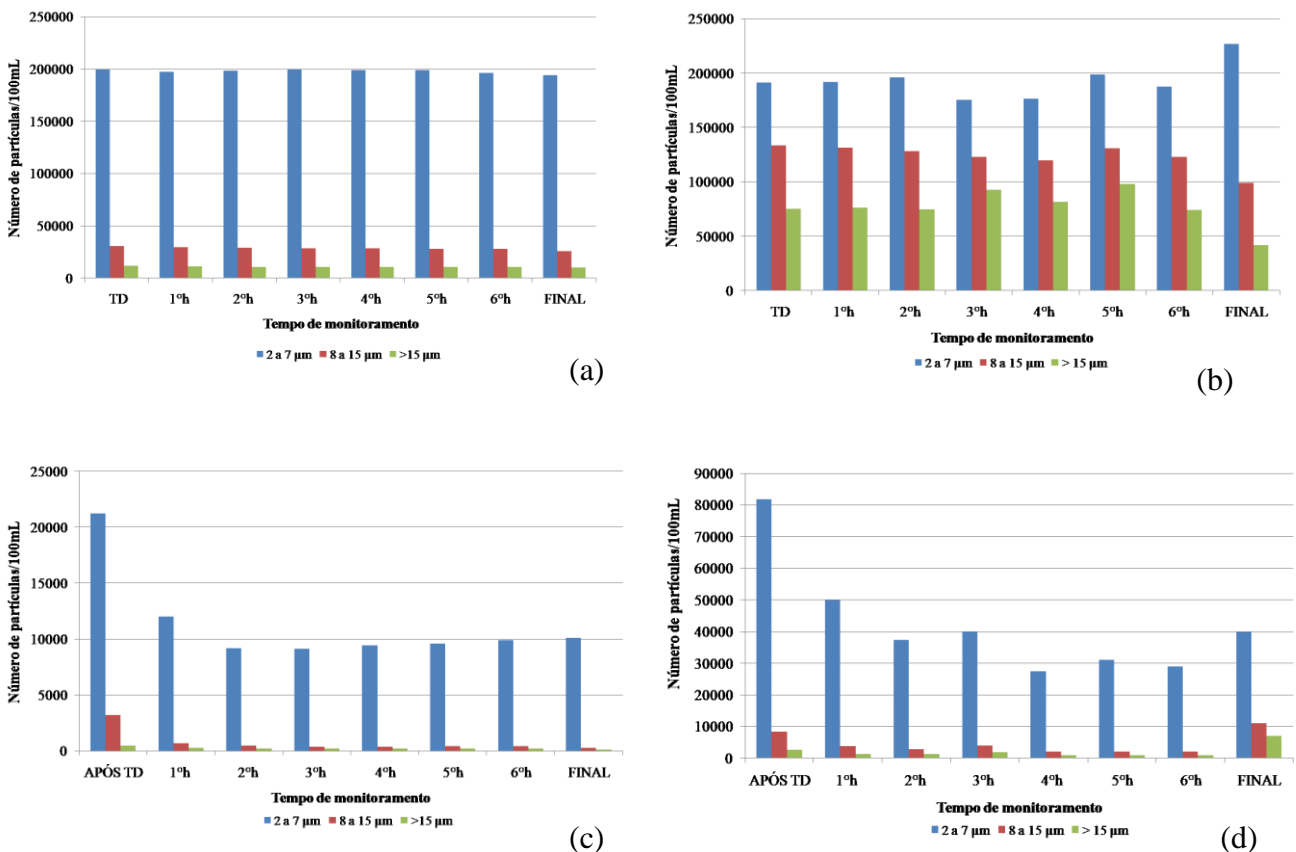


Figura 5.12 – Contagem de partículas: (a) e (c) água bruta e água filtrada, respectivamente, no experimento E6 com baixa turbidez; (b) e (d) água bruta e água filtrada, respectivamente, no experimento E8 com turbidez mais elevada.

Nas Figura 5.13 a Figura 5.20 são apresentados os valores de turbidez juntamente com os dados relativos de contagem do número de partículas nas faixas de 02 a 07µm, 08 a 15µm e tamanhos maiores de 15µm na água bruta e filtrada nos experimentos E5 a E12. De

forma geral, em todos os experimentos, a contagem de partículas segue um padrão comum, uma grande redução dos valores mesmo no início do experimento, isto é, após o período de amadurecimento, seguido da estabilização em valores baixos, em alguns casos ocorrendo um pequeno aumento, que, neste caso, foram observados nos experimentos com valores de turbidez mais elevados na AB (~30UT) (E8 e E12).

Já com relação à turbidez, as Figura 5.13 a Figura 5.20 revelam que as diferenças entre os valores obtidos no período de amadurecimento e com filtro operando em regime estável são pequenas quando comparadas com a distribuição de partículas nesses dois momentos, sugerindo a pouca sensibilidade do parâmetro turbidez às alterações de contagem de partículas na água filtrada na faixa de tamanho predominante.

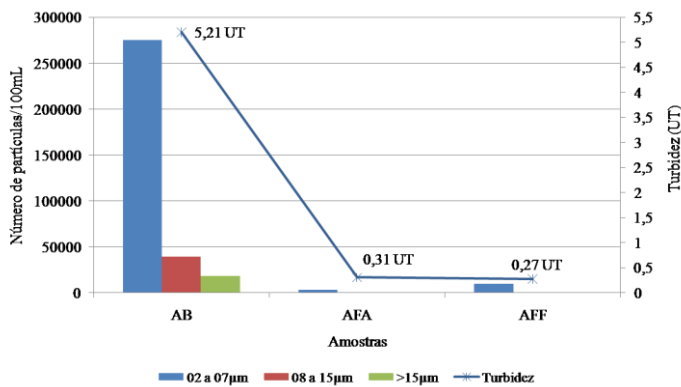


Figura 5.13 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E5

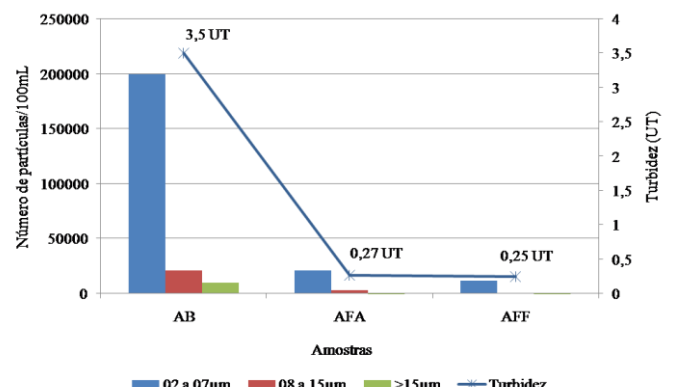


Figura 5.14 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E6

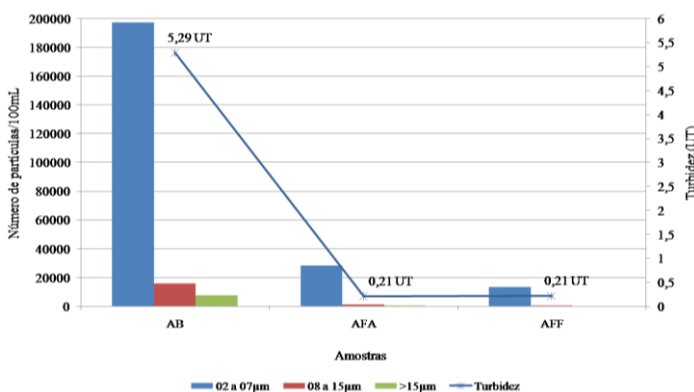


Figura 5.15 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E7

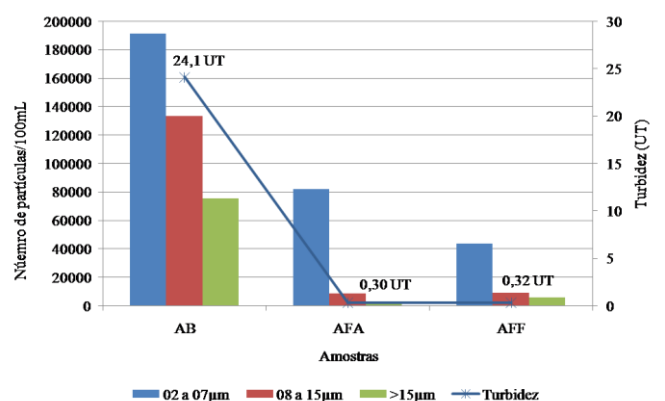


Figura 5.16 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E8

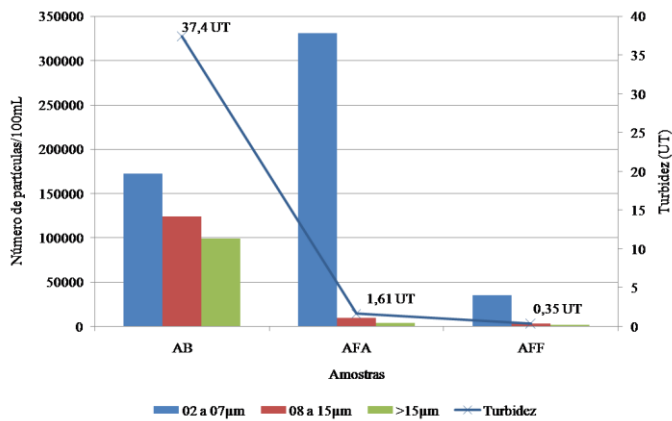


Figura 5.17 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E9

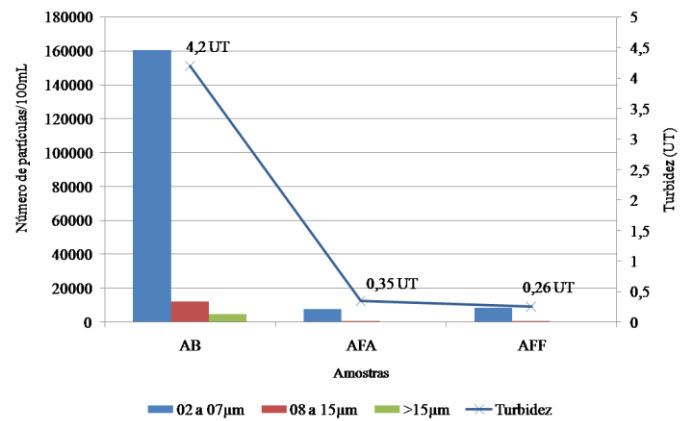


Figura 5.18 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E10

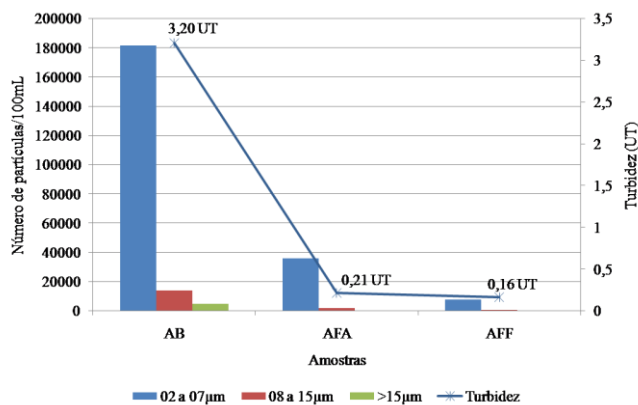


Figura 5.19 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E11

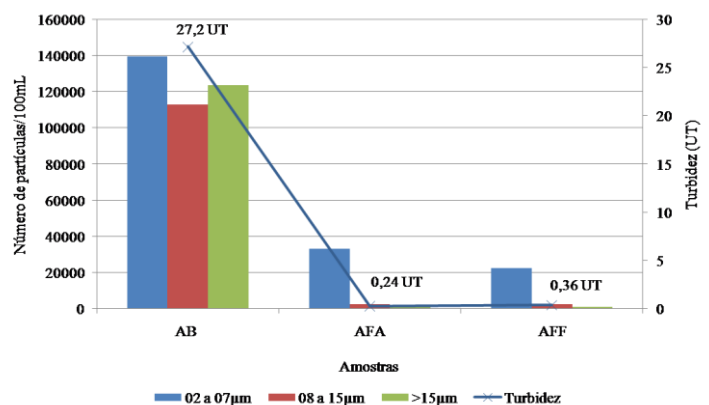


Figura 5.20 – Turbidez e contagem de partículas na água bruta e filtrada - experimento E12

Nos experimentos E8, E9 e E12, Figura 5.16, Figura 5.17 e Figura 5.20, respectivamente, nos quais foi adicionada caulinita à água bruta para elevação da turbidez, embora o número de partículas entre 02 a 07µm tenha permanecido com valores próximos aos observados nos demais experimentos com turbidez natural, houve um aumento na quantidade de partículas de maior tamanho (entre 08 a 15µm e >15µm), que provavelmente foram formadas a partir da agregação de partículas menores devido à adição da caulinita.

Embora de forma geral a turbidez da água filtrada tenha apresentado valores baixos, imediatamente após o período de amadurecimento do filtro, exceto para o experimento E9 em que foi observado o maior valor médio de turbidez da água bruta, e que esses valores tenham sido mantidos baixos durante o período regular do filtro é importante destacar que mesmo a baixos valores de turbidez verificou-se a ocorrência de número significativo de partículas com tamanhos na faixa daqueles apresentados por oocistos de *Cryptosporidium* (02 a 07µm) e cistos de *Giardia* (08 a 15 µm).

Na Figura 5.21 são apresentados os valores de log de remoção obtidos para turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum* e para as faixas de tamanhos de partículas citadas. É importante destacar que os valores apresentados para os três parâmetros correspondem às medidas realizadas nas amostras correspondentes aos mesmos tempos, isto é, os valores são referentes ao monitoramento na água bruta e água filtrada do final do experimento de filtração.

Em todos os experimentos, as remoções de oocistos de *Cryptosporidium parvum* foram superiores às de turbidez e contagem de partículas. Como pode ser observado, as partículas na faixa de 02 a 07 μ m apresentaram-se em maior quantidade. Porém, tomando por base os valores médios, a remoção destas partículas foi menor com log de remoção médio de 0,92, enquanto que para as partículas na faixa de 08 a 15 μ m e > 15 μ m os logs de remoção médios foram de 1,42 e 1,49, respectivamente. Foi observada uma diminuição da remoção de partículas na faixa de 02 a 07 μ m nos experimentos com turbidez elevada (E8, E9 e E12), embora a quantidade de partículas na água bruta nesta faixa de tamanho tenha sido mantida próxima aos valores observados nos demais experimentos.

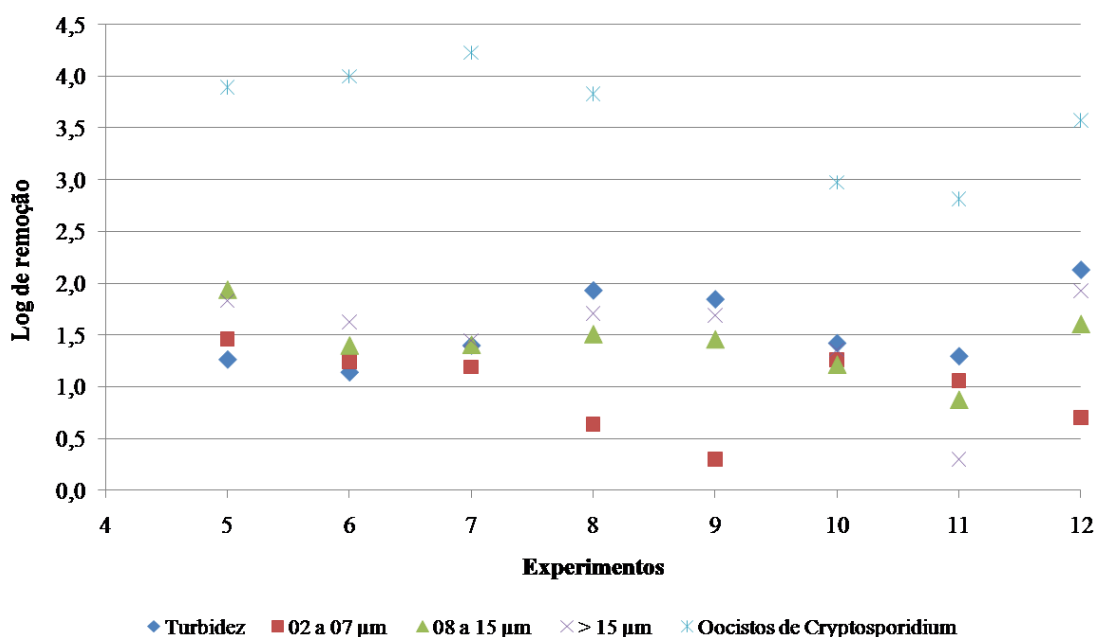


Figura 5.21 – Log de remoção de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum* e faixa de tamanho de partículas.

A partir da análise dos dados brutos de contagem de partículas na faixa de tamanho de 02 a 07 μ m, observa-se que, nos experimentos com turbidez elevada, a quantidade de partículas na amostra de água filtrada referente ao final do experimento de filtração é maior que nas

amostras monitoradas a cada hora do experimento de filtração. Desta forma, pode-se inferir que essa maior quantidade de partículas seja decorrente do começo do traspasse no filtro destas partículas de menores tamanhos. Porém, os valores de turbidez nas amostras de água filtrada ao final destes experimentos (0,31, 0,38 e 0,36 UT, para o experimento E8, E9 e E12, respectivamente) mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela legislação brasileira, mas um pouco acima do limite estabelecido por legislação americana.

5.2.4 - Análise de correlação entre oocistos de *Cryptosporidium parvum*, turbidez e contagem de partículas.

O teste de correlação não-paramétrico de Spearman foi aplicado para avaliar a correlação entre oocistos de *Cryptosporidium parvum* e os parâmetros coliformes totais, *E.coli*, turbidez e contagem de partículas. As possíveis correlações entre a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e turbidez com várias faixas de tamanhos de partículas presentes na água filtrada foram avaliadas, incluindo todos os dados de amostras de água filtrada obtidos durante os experimentos de filtração direta ascendente a partir do experimento E5, experimento no qual foi iniciada a obtenção dos dados de contagem de partículas. As faixas de tamanho de partículas adotadas foram: 2-7, 4-7, 4-15, 8-15, 3-7, 4-6, 7-15, 2-4, 20-25 e partículas maiores que 25µm, selecionadas a partir de trabalhos realizados (Nieminshi e Ongerth, 1995; Morse *et al.*, 2002; Yu *et al.*, 2006), cujas correlações estão apresentadas na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 –Correlação de Spearman (a 95% de confiança) entre os valores de turbidez, concentrações de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e faixas de tamanho de partículas.

| Correlações | Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (ooc./L) | Turbidez (UT) | Faixa de tamanho de partículas (µm) | | | | | | | | | |
|------------------------------------|---|---------------|-------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|
| | | | 2-7 | 4-7 | 4-15 | 8-15 | 3-7 | 4-6 | 7-15 | 2-4 | 20-25 | >25 |
| Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> | 1.00 | -0.03 | 0.46 | 0.12 | 0.08 | 0.18 | 0.05 | 0.43 | 0.16 | 0.27 | 0.30 | 0.28 |
| Turbidez | -0.03 | 1.00 | 0.21 | 0.47 | 0.43 | 0.42 | 0.50 | 0.28 | 0.40 | 0.45 | 0.48 | 0.37 |

Os dados obtidos a partir do teste de correlação mostrados na Tabela 5.9 apontam a existência de correlação significativa, porém baixa, (a 95% de confiança), entre a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e apenas para as faixas de tamanho de partículas de 2-7 µm e 4-6 µm. Considerando que o tamanho de oocistos de *Cryptosporidium* relatados na literatura oscila entre 3 a 7 µm é importante salientar que as

faixas que apresentaram correlação abrangem mais precisamente as partículas com tamanho dos oocistos de *Cryptosporidium* destacando a faixa de tamanho de 4-6 µm ($r = 0,43$), faixa de tamanho de oocistos de *Cryptosporidium* considerada pela USEPA (2005).

Cerqueira (2008), com aplicação do teste de Spearman para avaliação da correlação entre a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e valores de turbidez em efluente de processo de filtração direta descendente obteve resultado similar ao observado neste estudo. Além desses dois parâmetros este autor avaliou também a correlação dos valores de concentrações e remoções entre oocistos de *Cryptosporidium parvum* e os parâmetros microesferas e esporos a fim de avaliar a sensibilidade desses indicadores como substitutos na avaliação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, porém não obteve correlação significativa entre estes parâmetros.

Yu *et al.* (2006) avaliaram a distribuição do tamanho de partículas e oocistos de *Cryptosporidium* em sistema de filtração direta descendente, utilizando meio filtrante simples (areia) e duplo (areia e antracito) em diferentes condições de operação, variando a taxa de filtração (170, 240 e 360 m/d), turbidez da água bruta (turbidez “baixa” - 0,5 a 1,0 UT e turbidez “elevada” – 3 a 5 UT) e em condições de deficiência no processo de coagulação. Estes autores utilizaram o teste de correlação de Pearson para verificação da relação entre contagem de partículas e *Cryptosporidium* nas diferentes condições de operação e verificaram que entre as faixas de tamanho de partículas analisadas (2-4, 14-20, 20-25 e 25 a 100, 4-7 e 7-14 µm) as melhores correlações foram obtidas entre oocistos de *Cryptosporidium* e faixas de tamanhos de partículas de 4-7 e 7-14 µm, com coeficiente de correlação de $r = 0,732$ e $r = 0,691$, respectivamente.

Yu *et al.* (2006) enfatizam que a elevada correlação entre partículas na faixa de 4-7 µm e *Cryptosporidium* pode ser empregada desde que a faixa de oocistos de *Cryptosporidium* considerada seja de 4-6 µm e que a possível explicação para a significativa correlação também observada com as partículas de maior tamanho (07-14µm) pode estar relacionada ao fato de os oocistos serem “varridos” pelos flocos maiores e saírem do filtro com estes flocos. Estes autores ainda sugerem que seja realizado o monitoramento de contagem de partículas nestas faixas de tamanho (4-7 e 7-14µm) em sistema de filtração rápida como indicativo da presença de oocistos de *Cryptosporidium*.

Também não foram obtidos resultados estatisticamente significativos entre os valores de turbidez e faixas de tamanho de partículas (r entre 0,21 a 0,50) e nenhum indício de associação entre valores de turbidez e oocistos de *Cryptosporidium* foi observado. Lopes (2008), ao aplicar teste não-paramétrico (correlação de Spearman) entre concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e valores de turbidez obteve resultado similar, com correlação não significativa ($r = 0,17$; $p = 0,57$) entre estes parâmetros nos efluentes de processo de filtração rápida descendente.

Para avaliação das possíveis correlações existentes entre a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e dos parâmetros coliformes totais e *E.coli* foram utilizados os dados de amostras de água filtrada todos os experimentos de filtração direta ascendente (E1 a E12). Porém, conforme demonstrado na Tabela 5.10, não houve correlação significativa entre estes parâmetros.

Tabela 5.10 – Correlação de Spearman (a 95% de confiança) entre concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e dos parâmetros coliformes totais e *E.coli*.

| Correlação | Turbidez (UT) | Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> (ooc./L) | Coliformes totais (NMP/100mL) | <i>E.coli</i> (NMP/100mL) |
|---|----------------------|--|--------------------------------------|----------------------------------|
| Turbidez | 1.00 | -0.01 | 0.16 | 0.31 |
| Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> | -0.01 | 1.00 | -0.23 | 0.13 |
| Coliformes totais | 0.16 | -0.23 | 1.00 | 0.59 |
| <i>E.coli</i> | 0.31 | 0.13 | 0.59 | 1.00 |

A realização de teste de correlação entre os logs de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, do tamanho de partículas e da turbidez revelou a não existência de correlação significativa entre esses parâmetros (Tabela 5.11). De forma similar, Lopes (2008) não encontrou nenhum indicativo de correlação entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* e de partículas em amostras de água filtrada em filtro rápido descendente com camada simples de areia em estudo para avaliação da utilização da turbidez e contagem de partículas como indicadores da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em ETA piloto de ciclo completo.

Tabela 5.11 – Correlação de Spearman (a 95% de confiança) de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, de turbidez e de contagem de partículas (log).

| Correlações | Log de remoção | | | | | | | | | | | |
|---|------------------------------------|----------|----------------------------|-------|------|------|-------|-------|-------|------|-------|------|
| | Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> | Turbidez | Tamanho de partículas (µm) | | | | | | | | | |
| | | | 2-7 | 4-7 | 8-15 | 4-15 | 3-7 | 4-6 | 7-15 | 2-4 | 20-25 | > 25 |
| Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> | 1.00 | 0.47 | -0.05 | 0.04 | 0.53 | 0.12 | 0.14 | -0.05 | 0.44 | 0.36 | 0.30 | 0.60 |
| Turbidez | 0.47 | 1.00 | -0.75 | -0.56 | 0.17 | 0.30 | -0.20 | -0.75 | -0.24 | 0.06 | -0.40 | 0.48 |

Lopes (2008) também não obteve resultados estatisticamente significativos entre remoção de partículas e de turbidez aplicando o teste de correlação de Spearman, obtendo os seguintes valores: para correlações entre partículas na faixa 2-7 µm e turbidez ($r = 0,45$), 8-15 µm e turbidez ($r = 0,42$) e entre 20-50 µm e turbidez ($r = 0,27$). Porém, o autor observou que a associação da remoção da turbidez com a de partículas torna-se mais fraca com o aumento do tamanho de partículas, sugerindo que as inferências de associação somente poderia ser feita entre turbidez e com partículas com tamanho na faixa de 2-7 µm.

Huck *et al.* (2002) ao avaliarem a relação entre a remoção de *Cryptosporidium* e turbidez e contagem de partículas em processo de tratamento convencional com filtro de dupla camada em escala piloto nas condições de baixa turbidez e partículas (média na faixa de 5000 partículas/mL) constataram que em condições ótimas de coagulação foi obtida elevada correlação ($r^2 = 0,87$) entre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e partículas.

Como destacado, a literatura não indica de forma consistente a utilização da contagem de partículas como indicador da passagem de oocistos de *Cryptosporidium* pelo sistema de tratamento de água e, a partir dos dados de teste de correlação apresentados, considerando as condições de estudo, as características da água bruta utilizada e que os parâmetros avaliados tiveram origens diferenciadas (oocistos de *Cryptosporidium parvum* foram inoculados), somente a contagem de partículas na faixa de 2-7 µm e 4-6 µm parecem ser sensível à variação de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água filtrada.

6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os dados de remoções de oocistos de *Cryptosporidium parvum* obtidos nos experimentos indicam que o sistema de filtração direta ascendente instalado, considerando-se as condições experimentais avaliadas, apresentou eficiência de remoção deste microrganismo de até 4,2 log, com remoção média de 3,0 e 3,5 log no período de amadurecimento e de operação estável do filtro, respectivamente, se mostrando tão eficiente quanto a filtração direta descendente.

De forma geral, a água filtrada produzida nos experimentos atendia a legislação do Reino Unido que estabelece limite de 0,1 ooc./L. Por outro lado, as concentrações de oocistos de *Cryptosporidium parvum* encontradas nos efluentes dos filtros foram em grande parte, superiores às concentrações limites associadas ao risco tolerável admitido pela legislação dos Estados Unidos. Entretanto, é importante destacar que no presente trabalho foram avaliadas concentrações muito elevadas de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água bruta, geralmente não encontradas em águas naturais.

Verificou-se uma menor eficiência na remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* no período de amadurecimento do filtro em todos os experimentos (em média 0,5 log), indicando a importância do controle desse período na garantia da qualidade microbiológica da água produzida para consumo humano. Observou-se, entretanto, que a diferença entre os valores de eficiência entre estes dois períodos foram menores do que os relatados por estudos de filtração direta descendente, demonstrando o papel importante da camada suporte.

Em todos os experimentos foram obtidos valores de turbidez na água filtrada inferiores ao limite de 0,5 UT recomendado na legislação brasileira, Portaria MS No. 518/2004, e também inferiores ao limite da legislação americana (0,3 UT), exceto nos experimentos com turbidez mais elevada. Destaca-se que o aumento dos valores de turbidez da água bruta parece não alterar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* devido, provavelmente, a natureza distinta desses parâmetros.

A quantificação de oocistos de *Cryptosporidium parvum* na água de lavagem do filtro confirmou o elevado risco de contaminação microbiológica nesse efluente e a limitação do método de detecção utilizado para amostras com turbidez elevada.

Número significativo de partículas na faixa de tamanho do oocisto de *Cryptosporidium* foi verificado na água filtrada nos experimentos de filtração, mesmo quando foram obtidos valores muito baixos de turbidez nessa água, confirmando o referenciado na literatura que valores baixos de turbidez não determinam, necessariamente, a ausência de microrganismos na água filtrada, quando a água bruta apresenta elevada concentração deste organismo com predominância de partículas de tamanho similares a dos oocistos de *Cryptosporidium*.

A análise estatística revelou que para água de estudo não houve correlação significativa entre oocistos de *Cryptosporidium parvum* e os parâmetros turbidez, coliformes totais, *E.coli* e contagem de partículas na água filtrada, porém mostraram uma correlação fraca entre partículas na faixa de tamanho de 2 a 7 μm e de 4 a 6 μm e os oocistos de *Cryptosporidium parvum*, sugerindo que a contagem de partículas nessas faixas de tamanho pode ser um indicador aceitável para o controle da qualidade da água para consumo humano.

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, seguem algumas recomendações para prosseguimento de pesquisas de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio da filtração direta ascendente:

- Avaliar o efeito da utilização de taxa de filtração maior sobre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*;
- Realizar um número maior de experimentos com turbidez elevada a fim de verificar mais claramente sua influência na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*;
- Investigar estratégias operacionais para minimizar riscos, tendo em vista que o conceito de múltiplas barreiras no tratamento fica fragilizado nessa alternativa tecnológica;

- Realizar pesquisas que contribuam para a definição de um indicador microbiológico ou físico-químico da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em águas de abastecimento.
- Aprofundar a avaliação da utilização da contagem de partículas nas faixas de 2-7 μm e de 4-6 μm como indicadores da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abramovich, B.; Lura, M.C.; Carrera, E.; Gilli, M.I.; Haye, M.A.; Vaira, S. (2004). “Acción de distintos coagulantes para la eliminación de *Cryptosporidium* spp. en el proceso de potabilización Del agua”. *Revista Argentina de Microbiología*, 36, 92-96.
- Akiba, M.; Kunikane, S.; Kim, H.S.; Kitazawa, H. (2002). “Algae as surrogate indices for the removal of *Cryptosporidium* oocysts by direct filtration”. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2 (3), 73-80.
- American Public Health Association (APHA) (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21ª Ed. Washington: APHA, AWWA, WEF.
- Amirtharajah, A; Mills, K.M. (1982). “Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation”. *Journal American Water Works Association*, 74 (4), 210-216.
- Amirtharajah, A.; O’Melia, C.R. (1990). “Coagulation Processes: Destabilization, Mixing and Flocculation”. In: Pontius, F.W. (ed.). *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4a ed. American Water Works Association. MacGraw-Hill, Inc., E.U.A., 269-365.
- Arnone, Russell D.; Walling, Joyce Perdek. (2007). “Waterborne pathogens in urban watersheds”. *Journal of Water and Health*, 05 (1), 149-162.
- Assavasilavasukul, P.; Lau, B. L.T.; Harrington, G. W.; Hoffman, R. M.; Borchardt, M. A. (2008). “Effect of pathogen concentrations on removal of *Cryptosporidium* and *Giardia* by conventional drinking water treatment”. *Water Research*, 42, 2678-2690.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1992). *Projeto de Estação de Tratamento de Água para Abastecimento Público*, NBR 12216, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- Bastos, R. K. X.; Brandão, C.C.S.; Cerqueira, D.A. (2009). “Tratamento de água e remoção de protozoários”. In: Pádua (coord.). *Remoção de microrganismos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo*. ABES, Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, 392p.
- Bastos, R. K. X.; Bezerra, N. R.; Bevilacqua, P. D. (2007). “Planos de segurança da água: novos paradigmas em controle de qualidade da água para consumo humano em nítida consonância com a legislação brasileira”. In: *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Bastos, R. K. X.; Oliveira, D.C.; Freitas, A.G.; NASCIEMNTO, L.E. (2005). “Ensaio de tratabilidade e avaliação de desempenho. Recursos fundamentais de projeto e operação de ETA’s com vistas à otimização do tratamento e da qualidade da água”.

- In: *VIII Exposição de Experiências Municipais de Saneamento*, Belo Horizonte, Merais.
- Bastos, R. K.X. (2003). “Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano – evolução da legislação brasileira”. In: *Congresso Regional de Engenharia Sanitária e Ambiental da 4ª região da AIDIS, Cone Sul*. São Paulo, SP.
- Bastos, R. K.X.; Heller, Leo; Formaggia, D. M. E.; Amorim, L. C.; Sanchez, P. S.; Bevilacqua, P. D.; Costa, S.S.; Cancio, J. A. (2001). “Revisão da Portaria 36 GM/90. Premissas e princípios norteadores”. In: *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, João Pessoa, Paraíba.
- Berino, E.; De Luca, S.J. (2003). “Ocorrência de *Cryptosporidium sp.* e *Giardia sp.* em águas brutas de formadores de lagos Guaíba”. In: *22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Joinville, SC.
- Betancourt, W. Q.; Peele, E. R.; Rose, J. B. (2002). “*Cryptosporidium parvum* and *Cyclospora cayentanensis*: a review of laboratory methods for detection of these waterborne parasites”. *Journal of Microbiological Methods*, 49 (1-2), 209-224.
- Betancourt, W.Q.; Rose, J.B. (2004). “Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*”. *Veterinary Parasitology*, 126 (1-2), 219-234.
- Boshiro, E. T.; Dorval, M.E. C.; Nunes, V. L. B.; Silva, M. A. A.; Said, L. A. M. (1996). “Prevalência do *Cryptosporidium parvum* em crianças abaixo de 5 anos, residentes na zona urbana de Campo Grande, MS, Brasil”. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 33(3), 277-280.
- Braga, M. D.; Bevilacqua, P. D.; Bastos, R. K.X.; Freitas, A. G.; Ferreira, G.M. (2006). Caracterização microbiológica da água de lavagem de filtros e avaliação de diferentes cenários de recirculação. In: *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Punta Del Este, Uruguai.
- Brasil (1990). Ministério da Saúde. Portaria Federal Gm/36 de 19 de janeiro de 1990: “Aprovar normas e o padrão de Potabilidade da Água destinada ao Consumo Humano.” Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 1990.
- Brasil (2004). Ministério da Saúde. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004: “Procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências”. *Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, 2004.

- Brasil (2005). Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Portaria MS n.º 518/2004 / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação- Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 28 p. – (Série E. Legislação em Saúde).
- Brookes, J.; Hipsey, M.; Burch, M. B.; Regel, R.; Linden, L., Guson, C. F.; Tenucci, J. P. (2005). “Relative value of surrogate indicators for detecting pathogens in lakes and reservoirs”. *Environment Science Technology*, 39, 8614-8621.
- Brown, T. J.; Emelko, M.B. (2009). “Chitosan and metal salt coagulant impacts on *Cryptosporidium* and microsphere removal by filtration”. *Water Research*, 43, 331-338.
- Bushen, O.Y.; Kohli, A.; Pinkerton, R. C.; Dupnik, K.; Newman, R. D.; Sears, C. L.; Fayer, R.; Lima, A. A.M., Guerrant, R. L. (2007). “Heavy cryptosporidial infections in children in northeast Brazil: comparison of *Cryptosporidium hominis* and *Cryptosporidium parvum*”. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 101 (4), 378-384.
- Bustamante, H.A.; Shanker, S. R.; Pashley, R. M.; Karaman, M. E. (2001). “Interaction between *Cryptosporidium* oocysts and water treatment coagulants”. *Water Research*, 35 (13), 3179–3189.
- Cacció, S. M.; Thompson, R. C.; Mclauchlin, J.; Smith, H. V. (2005). “Unravelling *Cryptosporidium* and *Giardia* epidemiology”. *Science Direct*, 21 (9), 430-437.
- Cardoso, L. S.; Carli, G. A.; Luca, S.J. (2003). “*Cryptosporidium* e *Giardia* em efluentes biologicamente tratados e desinfetados”. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 8 (4), 285-290.
- Carey, C. M.; Lee, H.; Trevors, J. T. (2004). “Biology, persistence and detection of *Cryptosporidium parvum* and *Cryptosporidium hominis* oocyst”. *Water Research*, 38 (4), 818-862.
- Carmena, D.; Aguinagalde, X.; Zigorraga, C.; Crespo, F. J.C.; Ócio, J.A. (2006). “Presence of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in drinking water supplies in northern Spain”. *Journal of Applied Microbiology*, 102 (3), 619–629.
- Cerqueira, D.A. (2008). Remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e de indicadores no tratamento de água por Ciclo Completo, Filtração Direta Descendente e Dupla Filtração, em escala piloto. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação

- em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.
- Chaidez, C.; Soto, M.; Gortares, P.; Mena, K. (2005). "Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in irrigation water and its impact on the fresh produce industry". *International Journal of Environmental Health Research*, 15 (5), 339-345.
- Chappell, C.L.; Okhuysen, P.C. (2002). "Cryptosporidiosis". *Current Opinion in Infectious Diseases*, 15(5), 523-527.
- Cleasby, J.L. (1990). "Filtration". In: Pontius, F.W. (ed.). *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4a ed. American Water Works Association. MacGraw-Hill, Inc., E.U.A., 269-365.
- Craun, G.F; Hubbs, S.A.; Frost, F.; Calderon, R.L; Via, S.H. (1998). "Waterborne outbreaks of cryptosporidiosis". *American Water Works Association*, 90 (9), 81-91.
- Di Bernardo, L.; Dantas, A.D.B. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. RiMA, Vol. 2, 2º Edição, São Carlos, São Paulo, Brasil, 792p.
- Di Bernardo, L.; Botari, A.; Di Bernardo, A.S. (2005a). "Eficiência de remoção de partículas e de turbidez na filtração direta ascendente de um sistema de dupla filtração". In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, MS.
- Di Bernardo, A. S. (2004). *Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, p.301.
- Di Bernardo, L. (coord.); Mendes, C.G.N.; Brandão, C.C.S.; Sens, M.L.; Pádua, V.L. (2003). *Tratamento de água para abastecimento por filtração direta*. ABES, Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, 480p.
- Di Bernardo, L.; Kuroda, E. K.; Paula, D. (2002). "Tratamento de águas com picos de turbidez utilizando a filtração direta ascendente em pedregulho e em areia grossa como pré-tratamento em sistemas de dupla filtração". In: *XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Cancún, México.
- Di Bernardo, A.S.; Amirtharajah, A.; Di Bernardo, L. (2002). "Comparação da eficiência de remoção de partículas na filtração direta ascendente e descendente". In: *XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, Cancún, México.
- Dillingham, R. A.; Lima, A. A.; Guerrant, R. L. (2002). "Cryptosporidiosis: epidemiology and impact". *Microbes and Infection*, 4 (10), 1059-1066.

- Dugan, N.R.; Williams, D.J. (2004). "Removal of *Cryptosporidium* by in-line filtration: effects of coagulant, filter loading rate and temperature". *Journal of Water Supply: Research and Tecnology*, 53 (1), 1-15.
- Dugan, N.R.; Fox, K.R.; Owens, J.H., Miltner, R. J. (2001). "Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional treatment". *Journal American Water Works Association*, 93 (12), 64-76.
- Emelko, M.B. (2001). *Removal of Cryptosporidium parvum by granular media filtration*. Thesis of Doctor of Philosophy in Civil Engineering, Waterloo, Ontario, Canada, p.377.
- Emelko, M.B. (2003). "Removal of viable and inactivated *Cryptosporidium* by dual- and tri-media filtration". *Water Research*, 37 (12), 2998-3008.
- Emelko, M.B.; Huck, P.M.; Coffey, B.M. (2005). "Review of *Cryptosporidium* removal by granular media filtration". *Journal American Water Works Association*, 97 (12), 101-116.
- Environment Agency (2008). "The Drinking Water Inspectorate (DWI) regulates public water supplies in England and Wales". The Water Supply (Water Quality) Regulations 2000. Statutory Instruments, 2000.
- Fagundes, A.P. (2006). *Remoção de oocistos de Cryptosporidium por Filtração Direta - Influência de alguns aspectos operacionais*. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.143.
- Farias, E.W.C.; Gamba, R.C.; Pellizari, V.H. (2002). "Detection of *Cryptosporidium* sp.oocysts in raw sewage and creek water in the city of São Paulo, Brazil". *Brazilian Journal*, 33 (1), 41-43.
- Fayer, R. (1997). "*Cryptosporidium* and *Cryptosporidiosis*". Boca Raton: CRC Press, 251p.
- Fayer, R.; Morgan, U.; Upton, S. J. (2000). "Epidemiology of *Cryptosporidium*: transmission, detection and identification". *International Journal for Parasitology*, 30(12), 1305-1322.
- Fernandes, N.M.G. (2007). *Influência do pH de coagulação e dosagem de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de Cryptosporidium por Filtração Direta Descendente*. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.144.

- Francy, D. S.; Simmons, O. D.; Ware, M. W.; Granger, E.J.; Sobsey, M. D.; Schaefer, F. W.(2004). “Effects of seeding procedures and water quality on recovery of *Cryptosporidium* oocysts from stream water by using U.S. Environmental Protection Agency Method 1623”. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (7), 4118-4128.
- Freitas, A.G. (2007). *Recirculação de água de lavagem de filtros em escala piloto: uma contribuição para a contribuição de perigos associados à presença de protozoários*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.
- Gamba, R. C.; Ciapina, E. M. P.; Espíndola, R. S.; Pacheco, A.; Pellizari, V.H. (2000). “Detection of *Cryptosporidium* sp. oocysts in groundwater for human consumption in itaquaquecetuba city, São Paulo-Brazil”. *Brazilian Journal of Microbiology*, 31 (3), 151-153.
- Gitis, V. (2008). “Rapid sand filtration of *Cryptosporidium parvum*: effects of media depth and coagulation”. *Water Science and Technology: Water Suplly*, 8 (2), 129-134.
- Google earth. Disponível em: <www.earth.google.com>. Acesso em: 15 de novembro de 2009.
- Graczyk, T. K.; Kacprzak, M.; Neczaj, E.; Tamang, L.; Graczyk, H.; Lucy, F. E.; Girouard, A.S. (2008). “Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in sewage sludge and solid waste landfill leachate and quantitative comparative analysis of sanitization treatments on pathogen inactivation”. *Environmental Research*, 106, 27–33.
- Hashimoto, A.; Kunikane, S.; Hirata, T. (2002). “Prevalence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the drinking water supply in Japan”. *Water Research*, 36 (3) 519–526.
- Health Protection Agency. (2007). Development f a UK Children’s Environment and Health Strategy. Regional Priority Goal I: water, sanitation and health. Disponível em:<http://www.hpa.org.uk/web/HPAwebFile/HPAweb_C/1194947315956>. Acesso em: 18 de julho de 2009.
- Heller, L. (2004). “Tratamento de águas de abastecimento e remoção de (oo) cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium*”. *Anais do I Seminário Internacional em Protozoários Emergentes*, CDRom, Campinas, Brasil.
- Heller, L.; Bastos, R. K. X.; Vieira, M. B.C. M.; Bevilacqua, P.D.; Brito, L. L. A.; Mota, S.M. M.; Oliveira, A. A. Machado, P. M.; Salvador, D.P.; Cardoso, A.B. (2004). “Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*: circulação no ambiente e riscos à saúde humana”. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, 13 (2), 79-92.

- Hsu, B.; Huang, C.; Hsu, Y.; Jiang, G.; Hsu, C. (2001). "Evaluation of two concentration methods for detecting *Giardia* and *Cryptosporidium* in water". *Water Research*, 35 (2), 419-424.
- Hsu, B.; Yeh, H. (2003). "Removal of *Giardia* and *Cryptosporidium* in drinking water treatment: a pilot-scale study". *Water Research*, 37 (5), 1111-1117.
- Hu, J.; Feng, Y.; Ong, S. L.; Ng, W. J.; Song, L.; Tan, X.; Chu, X. (2004). "Improvement of recoveries for the determination of protozoa *Cryptosporidium* and *Giardia* in water using method 1623". *Journal of Microbiological Methods*, 58, 321– 325.
- Huang, D. B. Chappell, C.; Okhuysen, P. C. (2004). "Cryptosporidiosis in children". *Seminars in Pediatric Infectious Diseases*, 15 (4), 253-259.
- Huck, P. M.; Coffey, B. M.; Emelko, M. B.; Maurizio, D. D. (2002). "Effects of filter operation on *Cryptosporidium* removal." *Journal of the American Water Works Association*, 94 (6), 97-111.
- Ives, K.J. (1969). "Theory of Filtration". Special subject N° 7, International Water Supply Association, Eighth Congress in Viena, Austria.
- Ives, K.J. (1970). "Rapid Filtration". *Water Research Pergamon Press*, 4 (3), 201-223.
- Karanis, P.; Sotiriadou, I.; Kartashev, V.; Kourenti, C.; Tsvetkova, N.; Stojanova, K. (2006). "Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* in water supplies of Russia and Bulgaria". *Environmental Research*, 102 (3), 260–271.
- Karanis, P.; Schoenen, D.; Seitz, H.M. (1998). "Distribution and removal of *Giardia* and *Cryptosporidium* in water supplies in Germany". *Water Science and Technology*, 37 (2), 9-18.
- Keegan, A.; Daminato, D.; Saint, C.P.; Monis, P.T. (2008). "Effect of water treatment processes on *Cryptosporidium* infectivity". *Water Research*, 42 (6-7), 1805-1811.
- Kim, H.S.; Kobayashi, Y.; Akiba, M.; Kunikane, S. (2002). "Evaluation of *Scenedesmus quadricauda* as a surrogate of *Cryptosporidium* oocysts removal in direct filtration". *Water Science and Technology: Water Supply*, 2 (5-6), 395-402.
- Ladeia, M.M. (2004). *Avaliação da eficiência da filtração rápida descendente na remoção de oocistos de Cryptosporidium sp em instalação piloto*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 80p.
- Lake, Iain R.; Harrison, Florence C. D.; Chalmers, Rachel M.; Bentham, Graham; Nichols, Gordon; Hunter, Paul R.; Kovats, R. Sari; Grundy, Chris. (2007a). "Case-control

- study of environmental and social factors influencing Cryptosporidiosis”. *Europe Journal Epidemiology*, 22, 805–811.
- Lake, I. R.; Nichols, G.; Bentham, G.; Harrison, F.C.D.; Hunter, P. R.; Kovats, R. S. (2007b). “Cryptosporidiosis Decline after Regulation, England and Wales, 1989–2005”. *Emerging Infectious Diseases*, 13 (4), 623-625.
- Leal, D. A. G.; Pereira, M. A.; Franco, R.M.B.; Branco, N.; Cantusio Neto, R. (2008). “First report of *Cryptosporidium* spp. oocysts in oysters (*Crassostrea rhizophorae*) and cockles (*tivela mactroides*) in Brazil”. *Journal of Water and Health*, 65(7), 1-7.
- Learmonth, J. J.; Ionas, G.; Ebbett, K. A.; Kwan, E. S. (2004). “Genetic characterization and transmission cycles of *Cryptosporidium* species isolated from humans in New Zealand”. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (7), 3973.
- LeChevallier, M., Norton, W., Lee, R., Rose, J. (1991). “*Giardia* and *Cryptosporidium* in Water Supplies”. *American Water Works Research Foundation (AWWARF)*, Denver, CO.
- LeChevallier, M.W.; Norton, W.D. (1992). “Examining relationships between particle counts and *Giardia*, *Cryptosporidium*, and turbidity”. *Journal American Water Works Association*, 84 (12), 54-60.
- Lee, H. S.; Lee, C.H., Kim, Y.H., Do, J.H. Kim, S. H. (2007). “Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the Nakdong River and their removal during water treatment”. *Journal of Water and Health*, 5 (1) 163-169.
- Le Gouellec, Y.A.; Cornwell, D.A.; MacPhee, M.J. (2004). “Treating microfiltration backwash”. *Journal American Water Works Association*, 96 (1), 72-83.
- Li, S.Y.; Goodrich, J.A.; Owens, J.H.; Willeke, G.E.; Schaefer III, F.W.; Clark, R.M. (1997). “Reliability of surrogates for determining *Cryptosporidium* removal”. *Journal American Water Works Association*, 89 (5), 90-99.
- Lisle, J.T.; Rose, J.B. (1995). “*Cryptosporidium* contamination of water in the USA and UK: a mini-review”. *Journal Water SRT*, 44 (3), 103-117.
- Llorente, M.T.; Clavel, A.; Goñi, M.P.; Varea, M.; Seral, C.; Becerril, R.; Suarez, L.; Gómez-Lus, R. (2007). “Genetic characterization of *Cryptosporidium* species from humans in Spain”. *Parasitology International*, 56 (3), 201–205.
- Lopes, G.J.R. (2008). *Avaliação da turbidez e do tamanho de partículas como parâmetros indicadores da remoção de oocistos de Cryptosporidium spp. nas etapas de clarificação no tratamento da água em ciclo completo*. Dissertação de Mestrado.

Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, BH, p.143.

- Machado, P. M. R.; Cerqueira, D. A.; Heller, L. (2005). “Avaliação comparativa da ocorrência de protozoários em dois sistemas de abastecimento de água: um estudo em uma cidade de porte médio do estado de Minas Gerais”. In: *23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, MS.
- Mackenzie, W.R.; Hoxie, N.J.; Proctor, M.E.; Gradus, M.S.; Blair, K.A; Petumerson, D.E; Kazmierczak, J.J.; Addiss, D.G.; Fox, K.R.; Rose, J.B.; Davis, J.P. (1994). “A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply”. *New England Journal of Medicine*, 331 (3), 164-167.
- Martins, F.C.; Batista, A.M.M.; Cerqueira, D.A.; Pádua, V.L.; Heller, L. (2009). “Identificação e quantificação de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* sp. em águas bruta e tratada –prós e contras do Método 1623 da USEPA”. In: *25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Recife, PE.
- Monis, P.T.; Thompson, R.C.A. (2003). “*Cryptosporidium* and *Giardia* - zoonoses: fact or fiction?”. *Infection, Genetics and Evolution*, 3 (4), 233-244.
- Montemayor, M.; Valero, F.; Jofre, J.; Lucena, F. (2005). “Occurrence of *Cryptosporidium* spp. oocysts in raw and treated sewage and river water in north-eastern Spain”. *Journal of Applied Microbiology*, 99 (6), 1455–1462.
- Morse, A.; Wilson, R.; Hull, A.; Simms, J. (2002). “Monitoring for *Cryptosporidium* risk: do particle counters help?”. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2 (1), 171-180.
- Muhammad, N.; Sinha, R.; Krishnan, E. R.; Piao, H.; Patterson, C. L. (2008). “Evaluating surrogates for *Cryptosporidium* removal in point-of-use systems”. *Journal of the American Water Works Association*, 100 (12), 98-107.
- Ndiongue, S.; Desjardins, R.; Prévost, M. (2000). “Relationships between total particle count, aerobic spore-forming bacteria and turbidity in direct filtration”. *Journal of Water Supply: Research and Technology*, 49 (2), 75-87.
- Nieminski, E.C.; Ongerth, J.E. (1995). “Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* By conventional treatment and direct-filtration”. *Journal American Water Works Association*, 87 (9), 96-106.
- Nieminski, E.C.; Bellamy, W.D.; Moss, L.R. (2000). “Using surrogates to improve plant performance”. *Journal American Water Works Association*, 92 (3), 67-78.

- Nisbet, A.; Jones, A.; Brown, J.; Mortimer, K.; Roberts, G.; Mobbs, S. (2008). UK Recovery Handbook for Radiation Incidents 2008-Version 2. Health Protection Agency.
- O'Melia, C.R. (1972). "Coagulation and Flocculation". In: Weber, Jr. W.J. (ed). *Physicochemical Processes for Water Quality Control*. Wiley-Interscience; E.U.A., 61-107.
- Ongerth, J. E.; Pecoraro, J. P. (1995). "Removing *Cryptosporidium* using multimedia filters". *Journal American Water Works Association*, 87 (12), 83-89.
- Oshiro, E. T.; Dorval, M. E. C.; Nunes, V.L. B.; Silva, M. A. A.; Said, L. A.M. (2000). "Prevalência do *Cryptosporidium parvum* em crianças abaixo de 5 anos, residentes na zona urbana de Campo Grande, MS, Brasil, 1996". *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 33 (3), 277-280.
- Pashby, C.A., Barcus, R.D., Sloan, M.T. (1991). Guidelines for selecting an optical particle counter. Disponível em: <B/http://www.particle.com/whitepapers_met/opc.htm>. Acesso em: 10 de setembro de 2009.
- Pereira, D. S. C. A.; Covre, M. A.; Costa, E.R. H.; Gonçalves, R. F.; Keller, R. (2005). "Influência do mecanismo de coagulação na remoção de *Cryptosporidium sp.* em águas de abastecimento". *Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, Brasil.
- Ramirez, N.E. (2005). *Studies in Cryptosporidium: maintenance of stable populations through in vivo propagation and molecular detection strategies*. Dissertation: Presented in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree Doctor of Philosophy in the Graduate School of the Ohio State University. Ohio State University, 203p.
- Ribas, F.; Bernal, A.; Perrramón, J. (2000). "Elimination of *Giardia* cysts, *Cryptosporidium* oocysts, turbidity and particles in a drinking water treatment plant with clarification and double filtration". *Water science and Technology*, 41 (7), 203-211.
- Robertson, L. J.; Hermansen, L.; Gjerde, B. K. (2006). "Occurrence of *Cryptosporidium* Oocysts and *Giardia* Cysts in Sewage in Norway". *Applied and Environmental Microbiology*, 72 (8), 5297-5303.
- Rose, J. B. (1997). "Environmental ecology of *Cryptosporidium* and public health implications". *Public Health*, 18, 135-161.

- Rose, J. B.; Huffman, D. E.; Gennaccaro, A. (2002). "Risk and control of waterborne cryptosporidiosis". *FEMS Microbiology Reviews*, 26 (2), 113-123.
- Sens, M.L.; Dalsasso, R.L.; Melo Filho, L.C.; Mondardo, R.I.; Simioni, D. Relatório de Atividades – PROSAB - Edital 3 – Tema I, 2002, 20 p.
- Siegel, S.; Castellan Jr, N.J. (2006). *Estatística não-paramétrica para ciência do comportamento*. 2 ed. Artmed, Porto Alegre, 448 p.
- Silva, C. F.; Cerqueira, D.A.; Teixeira, D. C.; Martins, F. C.; Silva, L. O.; Pádua, V.L. (2008). "Comparação da eficiência da coagulação na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*: estudo em escala piloto". In: XXXI Congresso Interamericano AIDIS, Santiago, Chile.
- Smith, M.; Thompson, K. C. (2001) "*Cryptosporidium* - The Analytical Challenge". Royal Society of Chemistry: Cambridge, U.K.
- Smith, A.; Reacher, M.; Smerdon, W.; Adak, G.K.; Nichols, G.; Chalmers, R. M. (2006). "Outbreaks of waterborne infectious intestinal disease in England and Wales, 1992–2003". *Epidemiol. Infect.* 134, 1141–1149.
- Standard Methods (2001). "9711 Pathogenic protozoa". *Microbiological Examination* (9000), 9-161 – 9-168.
- States, S.; Tomko, R.J. (2002). "Enhanced coagulation and removal of *Cryptosporidium*". *Journal American Water Works Association*, 94 (11), 67-77.
- Statistica 9.0 StatSoft, Inc., Tulsa, USA, 2009.
- Taira, R. (2008). *Remoção de oocistos de Cryptosporidium na filtração lenta, precedida ou não de filtração ascendente em pedregulho*. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.191.
- Teixeira, A.R.; Santos, E.P.C.C.; Pádua, V.L.; Libânio, M. (2005). "Comparação do tratamento de água com baixa turbidez por filtração direta ascendente e descendente". In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS.
- Tobiason, J.E.; Edzwald, J.K.; Gilani, V.; Kaminski, G.S.; Dunn, H.J.; Galant, P.B. (2003). "Effects of waste filter backwash recycle operation on clarification and filtration". *Journal of Water Supply Research and Technology-AQUA*, 52 (4), 259-275.
- Tufenkji, N.; Dixon, D. R.; Considine, R.; Drummond, C. J. (2006). "Multi-scale *Cryptosporidium*/sand interactions in water treatment". *Water Research*, 40, 3315-3331.

- USEPA (2000). Setting standards for safe drinking water. Disponível em: <<http://www.epa.gov/safewater/standard/setting.html>>. Acesso em: 17 de julho de 2009.
- USEPA (2000a). National Primary Drinking Water Regulation. Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment and Filter Backwash Rule. Part II (40 CFR, Parts 141, and
- USEPA (2001). *Cryptosporidium*: human health, criteria document. Office of Science and Technology, EPA.
- USEPA (2004). Water Drinking water standards and health advisories. Washington, DC: USEPA, (USEPA-822-R-04-005).
- USEPA (2005). Method 1623: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Water by Filtration/IMS/FA.
- USEPA (2005a). “Economic Analysis for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule”. EPA/815/R-06/001.
- USEPA (2005b). “Membrane Filtration Guidance Manual”. EPA 815-R-06-009, Washington.
- USEPA (2008). Imagens de *Cryptosporidium*. Disponível em: <http://www.epa.gov/nerlcwww/cpt_seq1.htm>. Acesso em: 24 de fevereiro de 2008.
- USEPA (2006). National Primary Drinking Water Regulations: Electronic Cod of Federal Regulations. Federal Register – Part II – 40CFR, Parts 9, 141 and 142. National Primary Drinking Water. Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule. Thursday, January 5, 2006.
- Valencia, J.A. (1992). *Teoria y Practica de la Purificacion del Agua*. Asociacion Colombiana de Ingenieria Sanitária y Ambiental – ACODAL, Colômbia, 684p.
- Xagorarakis, I.; Harrington, G.W. (2004). “Zeta potential, dissolved organic carbon, and removal of *Cryptosporidium* oocysts by coagulation and sedimentation”. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 130 (12), 1424-1432.
- Xiao, L., Ryan, U.M. (2008). “*Molecular epidemiology*”. In: Fayer, R., Xiao, L. (Eds.), *Cryptosporidium* and Cryptosporidiosis, second ed. CRC Press and IWA Publishing, Boca Raton, FL, pp. 119–163.
- Wood, L. W. (1985). “Chloroform-methanol extraction of chlorophyll a.” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, 38-43.
- Yu, M.J.; Ahn, S.K.; Chung, S.H.; Noh, S.; Park, J.A. Rhim, Y.T.; Jheong, W.H.; Chung, H.M. (2006). “Evaluation of the rapid filtration system with particle size distribution

and *Cryptosporidium* in different operating conditions”. *Water Science and Technology: Water Supply*, 6 (1), 129-139.

Zuckerman, U; Tzipori, S. (2006). “Portable continuous flow centrifugation and method 1623 for monitoring of waterborne protozoa from large volumes of various water matrices”. *Journal of Applied Microbiology*, 100 (6), 1220-1227.

APÊNDICES

APÊNDICE A – MÉTODO 1623 PARA DETECÇÃO DE OOCISTOS DE *CRYPTOSPORIDIUM*

O texto a seguir foi basicamente extraído de Fagundes (2006).

De acordo com o método 1623 da USEPA, devem ser coletadas e filtradas até 50 L de amostra por vez. Os volumes coletados estão relacionados com a quantidade de material particulado e concentração de microorganismos presentes na amostra.

As amostras coletadas eram filtradas em filtro Filta-Max[®] produzido pela IDEXX (EUA) com o auxílio de bomba peristáltica, como pode ser observado na Figura A.1, com vazão média de 2 L/min e pressão de até 5 kgf/cm². O filtro, Filta-Max[®] (Figura A.2), é composto por uma série de anéis de espumas comprimidas, sendo capaz de reter em seus poros oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*.



Figura A.1 – Filtração com auxílio de bomba peristáltica



Figura A.2 – Detalhe do encaixe do Filta-Max[®], IDEXX

O Filta-Max[®] era então colocado em uma estrutura de acrílico denominada estação de eluição (IDEXX, EUA). Nesse equipamento, o Filta-Max[®] é submetido a um processo de compressão e descompressão (Figura A.3), com o auxílio de um êmbolo e de uma solução tampão de fosfato (PBS).

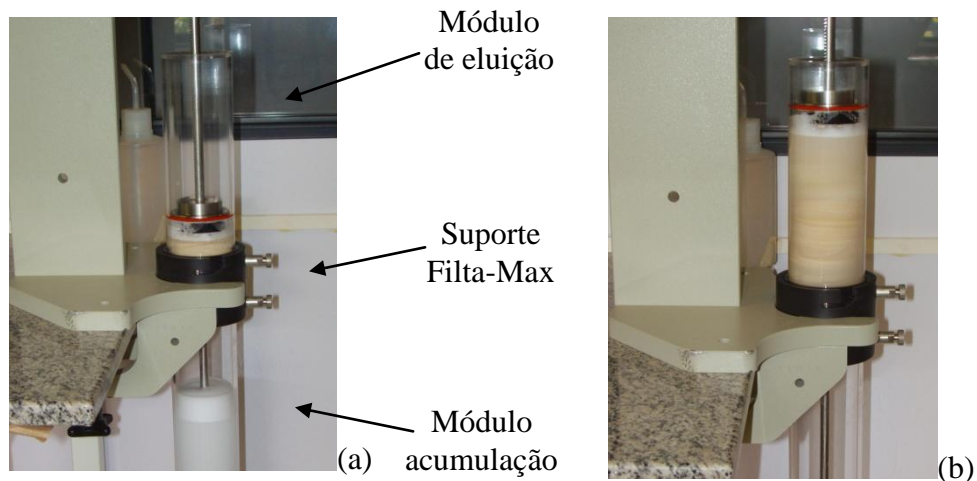


Figura A.3 – Estação de eluição: (a) compressão; (b) descompressão

A Figura A.4 mostra o filtro utilizado no processo de detecção de oocistos de *Cryptosporidium* em dois momentos. O primeiro momento (Figura A.4a) é aquele em que o filtro embora já tivesse sido submetido à etapa de filtração, ainda se encontrava íntegro. No segundo momento, o Filta-Max[®] encontra-se expandido após ser submetido à eluição (compressão e descompressão) e ter sido retirado da estação de eluição.

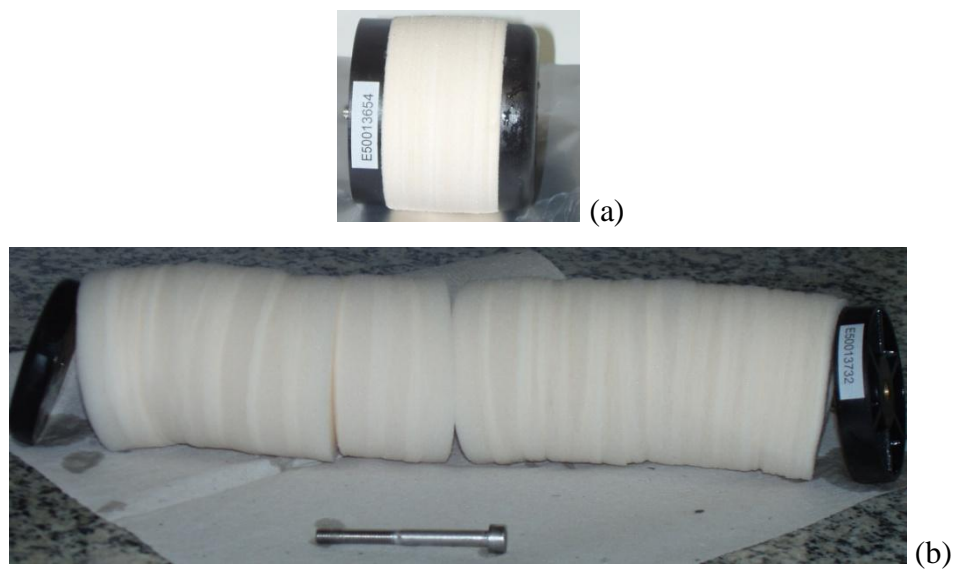


Figura A.4 – (a) Filta-Max[®] íntegro; (b) Filta-Max[®] após a eluição.

A solução de PBS com a presença do material desprendido do Filta-Max[®] era submetido à filtração a vácuo em membrana de polycarbonato de 25 mm de diâmetro e retenção de 1 μm (Figura A.5). Dessa forma, todo material particulado eluído, inclusive os oocistos de *Cryptosporidium* sp., era retido na membrana. Após a filtração, a membrana era lavada

com solução de PBS, como na Figura A.6, para então ser submetida ao processo de centrifugação.



Figura A.5 – Filtração a vácuo em membrana utilizando bomba a vácuo manual



Figura A.6 – Lavagem da membrana

A solução resultante da lavagem da membrana era então transferida para tubos cônicos de 50 mL (Figura A.7) e colocada em centrífuga (Jouan, modelo C – 3 22, Franca) com rotação de 1500 x G, por um tempo de 15 minutos. Após a primeira centrifugação, parte do líquido sobrenadante era descartada e o concentrado resultante era ressuspensionado e transferido para tubos cônicos de 15 mL (Figura A.8), para que ocorresse uma segunda etapa de centrifugação, realizada de forma semelhante à primeira.

Ao final da segunda centrifugação, parte do líquido sobrenadante era descartado e aproximadamente 10 mL de concentrado era ressuspensionado e transferido para tubos de faces planas (L10, Dynal, Franca). A esses tubos eram adicionadas soluções (solução tampão 10X SLTM-A e 10X SLTM-B) responsáveis por manter o pH e a estabilidade da amostra e esferas imunomagnéticas anti-*Cryptosporidium*, responsáveis pela captura dos oocistos de *Cryptosporidium*. Os tubos eram então colocados em um homogeneizador por inversão (Phoenix, AP 22, Brasil) na rotação de 15 a 20 rpm, por aproximadamente 1 hora em temperatura ambiente, para garantir o contato entre as esferas e os oocistos (Figura A.9).

Os tubos eram retirados do homogeneizador e acoplados a um concentrador magnético de partículas (MPC-1, Dynal, Franca) para volume de 10 mL, como mostrado na Figura A.10. Eram feitos movimentos com inclinação de 90° por aproximadamente 3 minutos para permitir que o material aderido às esferas anti-*Cryptosporidium* ficasse preso na parede

plana do tubo que estava em contato com o campo magnético. Todo o líquido clarificado presente nos tubos era descartado e os mesmos eram retirados do concentrador magnético. Em seguida, era realizada a ressuspensão das esferas com o auxílio de solução de 1X SLTM-A de modo que ocorresse o total desprendimento das paredes dos tubos.



Figura A.7 – Tubos cônicos de 50 mL



Figura A.8 – Tubos cônicos de 15 mL



Figura A.9 – Etapa de homogeneização

A solução resultante era transferida para tubos Eppendorf de 1,5 mL e os mesmos eram acoplados a um concentrador magnético de partículas (MPC-S, Dynal, Franca) para volume de 1,5 mL (Figura A.11) onde eram realizados movimentos com inclinação de 180° para que mais uma vez todo o material aderido às esferas ficasse preso às paredes dos tubos Eppendorf devido ao campo magnético. O líquido sobrenadante era então descartado.



Figura A.10 – Concentrador magnético para volume de 10 mL



Figura A.11 – Concentrador magnético para volume de 1,5 mL

Os tubos Eppendorf, que continham as microesferas e oocistos de *Cryptosporidium* recebiam ácido clorídrico a 0,1 N para que ocorresse uma reação de separação entre os oocistos e as microesferas. Os tubos de 1,5 mL eram agitados e logo em seguida repousavam por um determinado tempo para que ocorresse a reação de separação dos microorganismos. Os tubos Eppendorf eram novamente colocados no separador magnético e um leve movimento com inclinação de 180° era realizado para que ocorresse a aderência das microesferas, agora livres dos oocistos de *Cryptosporidium*, às paredes dos tubos de 1,5 mL. O líquido separado das microesferas era então transferido para outros tubos de 1,5 mL com presença de Hidróxido de Sódio a 1 N, a fim de ajustar o pH da amostra que foi acidificada anteriormente. Esse líquido resultante (aproximadamente 110 µL) representava a amostra concentrada que seria utilizada para a preparação dos slides para a enumeração dos oocistos de *Cryptosporidium*.

A identificação microscópica dos oocistos de *Cryptosporidium* foi realizada por análise de imunofluorescência direta com utilização de kit Merifluor[®] (Meridian Diagnostics, Inc).

Para preparar os slides para a identificação microscópica dos protozoários, eram adicionados 10 µL da amostra em um poço da lâmina de prova. Acrescentava-se à amostra o reagente de detecção contendo anticorpos monoclonais anti-*Cryptosporidium* marcados com fluoresceína-isotiocianato e o corante de contraste (solução negro de eriocromo). As lâminas eram então mantidas ao abrigo da luz em câmara úmida por 30 minutos e lavadas

com solução tampão. Por fim, era acrescentada solução de meio de montagem (solução tampão contendo glicerol e formalina).

A amostra marcada era examinada em um microscópio de epifluorescência (DMLB-2, Leica, Alemanha) (Figura A.12), equipado com dispositivo de contraste de interferência diferencial (DIC) e fluorescência. Análises quantitativas eram feitas procurando em cada poço partículas que se enquadrassem nas descrições de formatos, tamanho e fluorescência dos oocistos de *Cryptosporidium*, utilizando aumentos de 400X. As partículas identificadas como oocistos potenciais eram submetidas à confirmação por meio do DIC (condensador especial), utilizando aumentos de 1000X. Oocistos eram identificados quanto ao tamanho, forma e morfologia de acordo com critérios específicos e exemplos da biblioteca fotográfica (Figura A.13). Uma análise quantitativa era feita pela contagem do número total de partículas no visor para que fossem confirmados como oocistos de *Cryptosporidium*.



Figura A.12 – Microscópio de epifluorescência

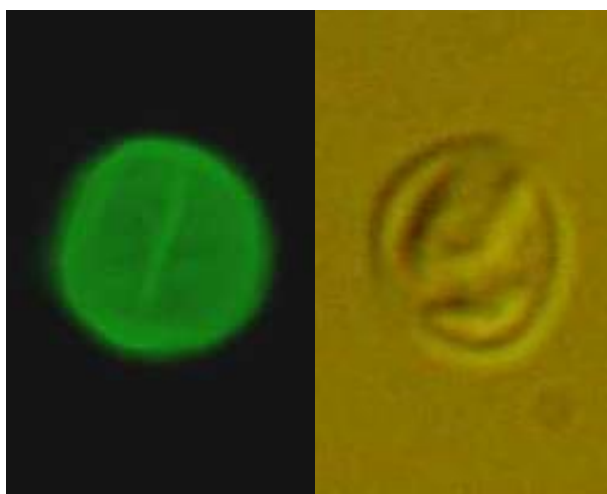


Figura A.13 – Oocisto de *Cryptosporidium* em imunofluorescência (à esquerda) e em contraste de interferência diferencial (à direita).

Para a enumeração dos oocistos de *Cryptosporidium*, foi utilizada a Equação A.1.

$$n^{\circ} \text{ oocistos/L} = \frac{N \times \left(\frac{V_c}{V_{al}} \right)}{V_{am}} \dots\dots\dots \text{(Equação A.1)}$$

Onde: (1) N' = número de oocistos quantificados em cada poço; (2) V_c = volume final do concentrado, em µL, obtido após todo o processo de preparação da amostra; (3) V_{al} =

volume do concentrado, em μL , adicionado a cada poço da lâmina; (4) V_{am} = Volume da amostra, em L, submetido ao processo de concentração.

APÊNDICE B – COMPOSIÇÃO E CURVA GRANULOMÉTRICA DO MEIO FILTRANTE

Tabela B.1 – Composição granulométrica do meio filtrante

| Peneiras (mm) | Areia | |
|---------------|------------|---------|
| | Massa (kg) | % Passa |
| 2,36 | 0,00 | 100 |
| 1,68 | 11,33 | 66,66 |
| 1,19 | 10,20 | 36,66 |
| 0,84 | 7,55 | 14,44 |
| 0,71 | 1,51 | 10 |

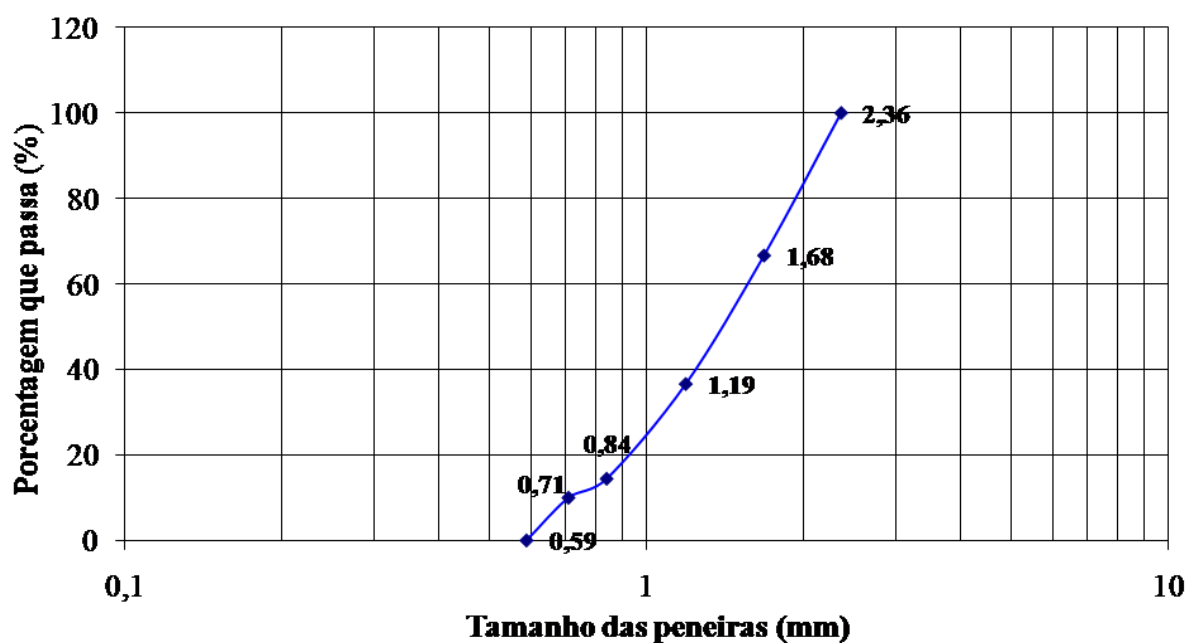


Figura B.1- Curva granulométrica do meio filtrante

APÊNDICE C – PROJETO DO FILTRO DIRETO ASCENDENTE

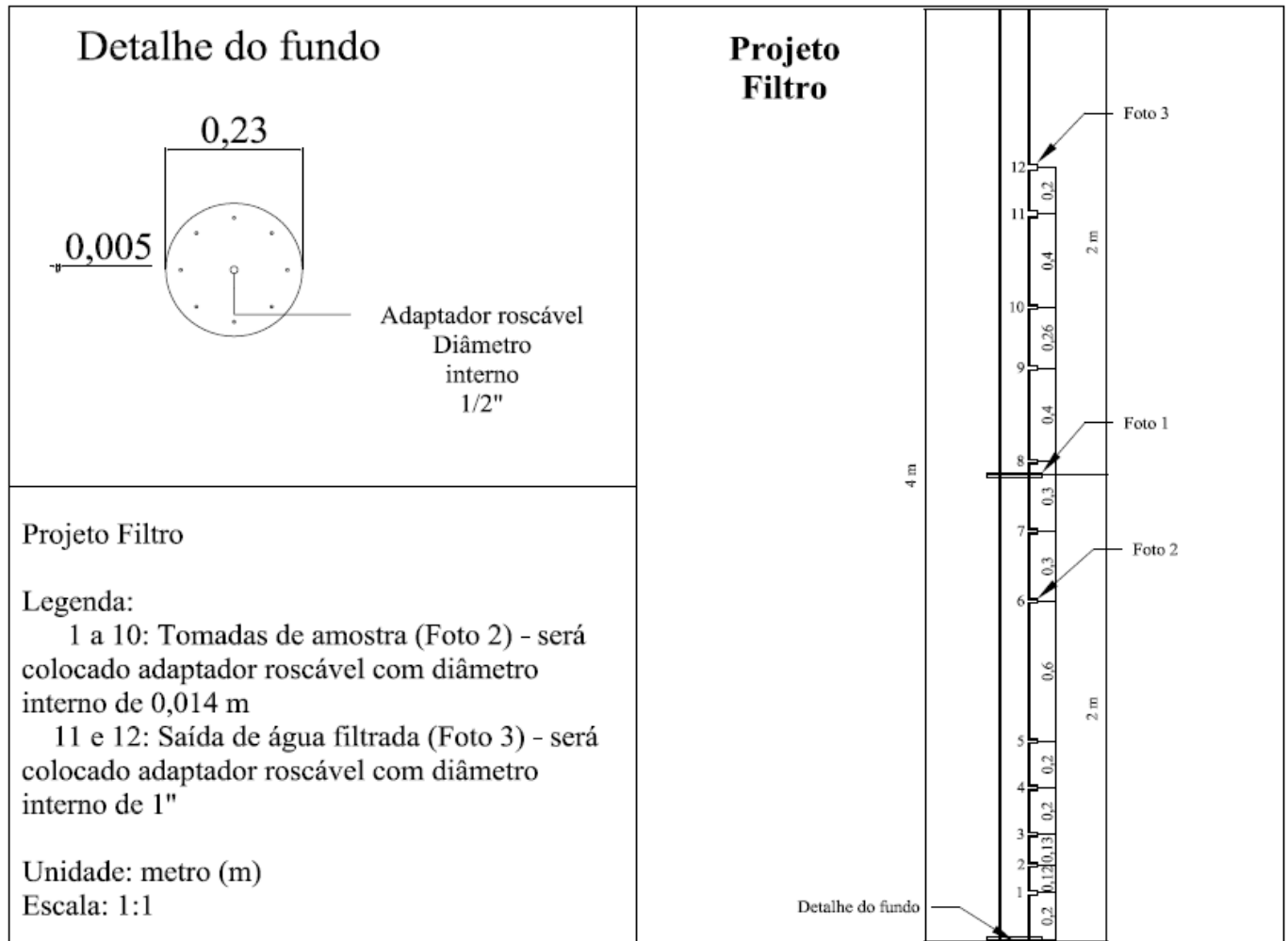


Figura C.1- Croqui da coluna de filtração

APÊNDICE D – TESTE COM TRAÇADOR PARA DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO DO FILTRO DIRETO ASCENDENTE.

Para determinação do tempo de detenção, o filtro direto ascendente foi alimentado continuamente com água contendo solução salina com condutividade na concentração de $1000\mu\text{s}/\text{cm}$ e com vazão correspondente à taxa de filtração utilizada no estudo ($T_f=120\text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$). A condutividade na saída do filtro foi monitorada a cada 2 minutos, conforme demonstrado na Tabela D.1. O tempo necessário para a troca total da água no sistema de filtração direta foi considerado como o tempo de detenção do filtro (Figura D.1).

Tabela D.1 – Condutividade do efluente do filtro direto ascendente monitorada.

| Tempo (min) | Condutividade ($\mu\text{s}/\text{cm}$) |
|-------------|---|
| 2 | 26,8 |
| 4 | 27,9 |
| 6 | 28,4 |
| 8 | 30 |
| 10 | 31,1 |
| 12 | 32,6 |
| 14 | 70,4 |
| 16 | 90 |
| 18 | 236 |
| 20 | 695 |
| 22 | 852 |
| 24 | 913 |
| 26 | 939 |
| 28 | 950 |
| 30 | 955 |
| 32 | 958 |
| 34 | 958 |

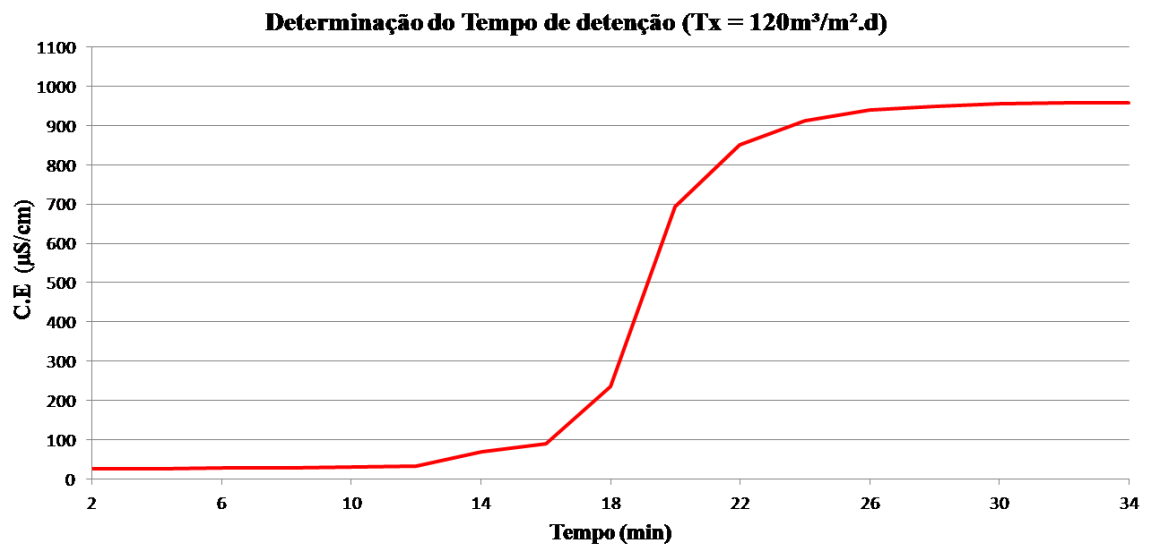


Figura D.1 – Determinação do tempo de detenção do filtro direto ascendente.

APÊNDICE E - DIMENSIONAMENTO DA VELOCIDADE DE FLUIDIFICAÇÃO E EXPANSÃO DO MEIO FILTRANTE

Para o cálculo da velocidade de fluidificação foram adotados os seguintes valores:

Massa específica do material granular (pareia) = 2650 Kg/m³

Coeficiente de esfericidade = 0,8

Porosidade = 0,4

Massa específica da água (ρ) = 998,2 kg/m³

Aceleração da gravidade = 9,8 m/s²

Viscosidade absoluta da água (μ) = 0,001 N.m/s²

- **Cálculo do número de Galileu**

$$Ga = \frac{D_{eqmg}^3 \cdot g \cdot \rho_a \cdot (\rho_s - \rho_a)}{\mu^2} \rightarrow Ga = 170347,99$$

- **Cálculo da velocidade mínima de fluidificação**

$$V_{mf} = \frac{\mu}{\rho_a \cdot D_{eqmg}} \left(\sqrt{33,7^2 + 0,0408 \cdot Ga} - 33,7 \right) \rightarrow V_{mf} = 1,54 \text{ m/min}$$

Tabela E.1 – cálculo das variáveis a serem aplicadas na determinação da velocidade de fluidificação e expansão do meio filtrante.

| Subcamada | Tamanho dos grãos | Deqi | Deqi ² | Xi | Xi/Deqi (10 ³ /m) | Xi/Deqi ² (10 ⁶ /m) | Re | Ga | ξ_{exi} | Xi/(1- ξ_{exi}) |
|-----------|-------------------|------|-------------------|------|---------------------------------|--|------|----------------------|-------------|----------------------|
| 1° Camada | 0,59 a 0,83 | 0,70 | 0,49 | 0,14 | 0,20 | 0,28 | 8,68 | 5,4x10 ³ | 0,55 | 0,31 |
| 2° Camada | 0,83 a 1,19 | 0,99 | 0,98 | 0,22 | 0,22 | 0,22 | 12,3 | 1,5 x10 ⁴ | 0,5 | 0,44 |
| 3° Camada | 1,19 a 1,68 | 1,41 | 1,99 | 0,3 | 0,21 | 0,15 | 17,5 | 4,5 x10 ⁴ | 0,44 | 0,53 |
| Base | 1,68 a 2,30 | 1,96 | 3,86 | 0,33 | 0,16 | 0,08 | 24,4 | 1,2 x10 ⁵ | 0,4 | 0,55 |

- **Cálculo da porosidade expandida**

$$(1 - \xi_{ex})_{meiogranular} = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{X_i}{(1 - \xi_{exi})}}$$

$$\xi_{ex \text{ areia}} = 0,45$$

- **Cálculo da expansão do meio granular**

$$L_{ex} = \frac{L_0 \cdot (1 - \xi_0)}{1 - \xi_{ex}}$$

$$L_{ex} = 1,98$$

$$E(\%) = \frac{L_{ex} - L_0}{L_0} \cdot 100$$

$$E(\%) = 10,21\%$$

Expansão de 18 cm

- Cálculo da vazão de água de lavagem

$$Q_{AL} = v \cdot A_f$$

$$D = 0,123m$$

$$\text{Área do filtro} = 0,011m^2$$

$$Q_{AL} = 0,018m^3/min = 1100L/h$$

- Cálculo do volume de água de lavagem

$$V = Q_{AL} \cdot t$$

$$t_{adotado} = 20min$$

$$V = 0,36m^3 = 366,6L$$

Onde:

Deqi = tamanho equivalente dos grãos do meio granular;

Xi = fração do material entre duas peneiras consecutivas da série granulométrica;

Re = número de Reynolds;

Ga = número de Galileu;

Vmf = velocidade mínima de fluidificação;

A = área do filtro;

ρ = massa específica do material granular;

ρ_a = massa específica da água;

μ = viscosidade absoluta da água;

ξ_{exi} = porosidade do meio expandido.