

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

**INFLUÊNCIA DO pH DE COAGULAÇÃO E DOSAGEM DE
SULFATO DE ALUMÍNIO NA REMOÇÃO DE OOCISTOS
DE *Cryptosporidium* POR FILTRAÇÃO DIRETA
DESCENDENTE**

NEUSA MARGARETE GOMES FERNANDES

ORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO

CO-ORIENTADORA: YOVANKA PÉREZ GINORIS

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

PUBLICAÇÃO: PTARH.DM – 106/07

BRASÍLIA/DF: JULHO – 2007

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

**INFLUÊNCIA DO pH DE COAGULAÇÃO E DOSAGEM DE
SULFATO DE ALUMÍNIO NA REMOÇÃO DE OOCISTOS DE
Cryptosporidium POR FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE**

NEUSA MARGARETE GOMES FERNANDES

**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 CELIA SILVEIRA BRANDÃO, PhD (ENC-UnB)
(Orientadora)

Prof^a ARIUSKA KARLA BARBOSA AMORIM, DSc (ENC-UnB)
(Examinador Interno)

Prof. LÉO HELLER, DSc (DESA-UFMG)
(Examinador Externo)

BRASÍLIA/DF, 02 DE JULHO DE 2007

FICHA CATALOGRÁFICA

FERNANDES, NEUSA MARGARETE GOMES

Influência do pH de Coagulação e Dosagem de Sulfato de Alumínio na Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* por Filtração Direta Descendente [Distrito Federal] 2007.

xix, 144p. 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2007).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1. Tratamento de Água

2. Filtração Direta Descendente

3. Remoção de oocistos de *Cryptosporidium*

4. Coagulação

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

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 em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-106/07, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 144p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Neusa Margarete Gomes Fernandes.

TÍTULO: Influência do pH de Coagulação e Dosagem de Sulfato de Alumínio na Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* por Filtração Direta Descendente.

GRAU: Mestre ANO: 2007

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.

Neusa Margarete Gomes Fernandes
R: Geraldo Prates, nº 25 – Vila Permanente
68464-000 - Tucuruí – PA – Brasil
Endereço Eletrônico: gomesneusa@hotmail.com

À minha família,
ao meu marido Eufrantz e filhos Lídia e
Felipe pela compreensão, apoio, incentivo
e por perdoarem minha ausência ao longo
do curso.

Com todo o meu amor, dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, em primeiro lugar, pela vida, pela saúde, pela perseverança, pelo Seu caminhar em todas as coisas.

À minha família, meu marido, Eufrantz e meus filhos, Lídia e Felipe pelo apoio, compreensão e incentivo nas difíceis etapas dessa jornada. Ao meu pai (*in memoriam*) e minha mãe, pelo grande esforço que fizeram para proporcionar educação aos filhos. À minha irmã e sobrinhas por torcerem e acreditarem no meu sucesso.

À professora Cristina, exemplo de dedicação ao estudo, à ciência e ao trabalho, pela sua orientação, incentivo, apoio, compreensão, amizade e também pelos valiosos conhecimentos transmitidos ao longo desses dois anos.

À Yovanka, pela co-orientação, dedicação, entusiasmo e amizade, pelo seu empenho e conhecimento nas análises de imagens para caracterização da morfologia dos flocos.

À amiga Rosely, pela sua incansável contribuição na realização dos experimentos, principalmente nas análises do microrganismo, sem os quais esse trabalho não teria êxito, pela sua fiel amizade que resistiu a todas as atribuições, pressões e contratemplos.

Aos Professores Doutores do programa: Sergio Koide, Nabil, Ricardo, Oscar, Ariuska e Néstor pelos ensinamentos e orientações oportunas transmitidas durante o curso.

Ao Centro Federal de Educação Tecnológica do Pará, por acreditar na capacitação de seus profissionais e conceder a licença de dois anos para realização desse curso de Mestrado, em especial aos amigos da UnED-Tucuruí, que foram grandes incentivadores.

Ao pessoal do laboratório, Boy, Marcilene, João, Júnior, Lilica e Carol pelo apoio e auxílio na realização dos trabalhos experimentais, pelas brincadeiras que descontraíram tantas vezes os momentos de desânimo e dificuldades. Ao Rafael, parceiro nas atividades experimentais, pelo coleguismo e pelas inúmeras vezes que ajudou a limpar o laboratório e carregar galões de água.

À FINATEC e ao CNPq, pelo suporte financeiro e concessão de bolsa de estudos.

À CAESB, pelo apoio operacional, em especial aos funcionários do Sistema de Captação Torto – Santa Maria.

Às minhas queridas amigas, Carol, Alcione e Jennifer pela grande amizade, por dividir momentos de intensas alegrias, saudades e desesperos, pelos momentos de estudos, pelos tantos sábados, domingos e feriados que passamos juntas no PTARH, pelos inúmeros encontros na copa. Obrigada pela amizade, companheirismo, carinho e respeito.

Aos amigos de turma do mestrado, Nilce, Michele, Lygia, Flávia, Glenda, Mariana, Gustavo, Renan, Eneida, Marco, Wilde, pela convivência e aprendizado, pelos bons e difíceis momentos compartilhados e principalmente pelo carinho que recebi de todos.

Aos amigos do PTARH, Ronaldo, Jorge, Jaqueline, Selma, Jussanã, Domingo, Selma, Luciana e Rosângela, Renata, Cláudia, Ana, Lorena, Luciano, Wendy, pelos momentos compartilhados. Em especial à Andréia pelos conhecimentos e dicas transmitidos.

À Dona Lígia (*in memorian*), pelos abraços fortes de carinho e pelo seu cafezinho que muitas vezes foi fonte de energia nesta longa jornada.

À amiga Izabel, pelo seu carinho, atenção e preocupação, pela sua receptividade e hospitalidade mineira.

Aos amigos Isabel e Saul, por estarem sempre presentes em nossas vidas, sobretudo pelo carinho e apoio familiar que dão aos meus filhos.

Aos amigos de Tucuruí; Iracema, Arquimedes, Suely, Arthur, Luis, Lílian, Lindalva, pela forma carinhosa, alegre e festiva em que sempre me receberam e, sobretudo pelo incentivo.

A todos que, mesmo não sendo citados, contribuíram de alguma forma para realização desse trabalho de equipe... meu muito obrigada!

RESUMO

INFLUÊNCIA DO pH DE COAGULAÇÃO E DOSAGEM DE SULFATO DE ALUMÍNIO NA REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* POR FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE.

Autor(a): Neusa Margarete Gomes Fernandes

Orientador(a): Cristina Celia Silveira Brandão

Co-Orientador(a): Yovanka Pérez Ginoris

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, Julho, 2007.

Algumas doenças de veiculação hídrica têm se destacado nas últimas décadas, dentre elas a criptosporidiose, causada pelo protozoário *Cryptosporidium*. Este protozoário vem se destacando pela elevada incidência de casos e devido às suas características de resistência aos processos convencionais de desinfecção com cloro e à capacidade de permanência no meio ambiente. O presente trabalho avalia a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente em meio filtrante de camada dupla, verificando a influência do pH de coagulação e dosagem de sulfato de alumínio na remoção dos oocistos. O trabalho experimental foi realizado em uma instalação piloto composta por dispositivo de mistura rápida e uma coluna de filtração descendente em antracito e areia. Foram realizados 21 experimentos de filtração direta descendente, com taxa de filtração constante de 210 m/dia, utilizando água proveniente da Represa do Torto inoculada com oocistos de *Cryptosporidium* na ordem de 10^2 a 10^3 oocistos/L. As condições de coagulação testadas incorporaram dosagens ótima e super-dosagem de coagulante em duas faixas distintas de pH (5,0 – 5,5 e 6,0 - 7,0). Praticamente todas as carreiras de filtração, com exceção das realizadas sob condições de super-dosagem de coagulante e valor de pH baixo, produziram água filtrada com valores de turbidez residual inferiores a 0,2 UT. Nas diferentes condições de coagulação testadas, as eficiências de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* variaram na faixa de 1,4 a 3,2 log durante a operação regular do filtro. No período de amadurecimento (início da carreira de filtração), os valores de eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foram de 0,1 a 1,0 log menores do que os obtidos durante a operação regular do filtro. Na maioria dos experimentos a água filtrada apresentou 1 ou menos oocistos/L e em apenas 1 experimento esse valor excedeu 2 oocistos/L. Os experimentos realizados em valores de pH de coagulação mais baixo, em torno de 5, promoveram as melhores eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, particularmente em relação ao período de operação regular do filtro.

ABSTRACT

THE INFLUENCE OF COAGULATION pH AND CONCENTRATION OF ALUMINUM SULPHATE IN THE REMOVAL OF *Cryptosporidium* OOCYSTS BY DOWN FLOW DIRECT FILTRATION.

Author: Neusa Margarete Gomes Fernandes

Supervisor: Cristina Celia Silveira Brandão

Co-Supervisor: Yovanka Pérez Ginoris

Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

Brasília, July, 2007

In the last few decades some notorious waterborne diseases have been reported, among them the cryptosporidiosis caused by a protozoan named *Cryptosporidium*, this protozoan has gained fame due the high occurrence as a waterborne diseases, remarkable capacity to resist the usual water treatment and its endurance in the environment. The present study evaluates the *Cryptosporidium* oocysts degree of removal by down flow direct filtration using the dual-media filter, verifying the influence it pH of coagulation and dosage of aluminum sulphate in the removal oocysts. An pilot-scale installation with hydraulic flash mixing and a filtration column with anthracite and sand was used. In total 21 experiments were run with a constant filtration flow rate of 210 m/day, using raw water from the Torto reservoir, spiked with 10^2 a 10^3 oocysts/L. The tested coagulation conditions had included optimal and over optimal dosages of coagulant into two distinct pH ranges (5,0 - 5,5 and 6,0 - 7,0). Practically all the filtration run, with exception of carried through under conditions of over optimal of coagulant and the low value of pH, had produced water filtered with inferior values of residual turbidity 0,2 UT. In the different coagulation conditions tested the efficiencies of removal of the *Cryptosporidium* oocysts has varied in the range 1,4 to 3,2 log during the filter stable operation period. In the filter ripening period the values of efficiency of removal of *Cryptosporidium* oocysts had been 0,1 to 1,0 log lower than those during the filter stable operation period. In the majority of the experiments the filtered water presented 1 or less oocysts/L and in only 1 experiment this value exceeded 2 oocysts/L. The experiments carried with values of pH around 5 had promoted the best efficiencies of removal of *Cryptosporidium* oocysts, particularly in the filter stable operation period.

SUMÁRIO

1 - INTRODUÇÃO	1
2 - OBJETIVOS.....	3
2.1 - OBJETIVO GERAL	3
2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO DA LITERATURA.....	4
3.1 - COAGULAÇÃO.....	4
3.2 - FILTRAÇÃO RÁPIDA	7
3.2.1 - Mecanismos atuantes na filtração	11
3.2.2 - Características do meio filtrante.....	13
3.2.3 - Fatores que influenciam na qualidade do efluente	14
3.3 - <i>Cryptosporidium</i>	17
3.3.1 - Considerações gerais	17
3.3.2 - Criptosporidiose	18
3.3.3 - Ocorrência de <i>Cryptosporidium</i> em águas.	20
3.3.4 - <i>Cryptosporidium</i> no tratamento de água.....	22
3.3.4.1 - Efeitos da coagulação na remoção dos oocistos de <i>Cryptosporidium</i>.....	29
3.3.4.2 - Filtração na remoção dos oocistos de <i>Cryptosporidium</i>.....	31
3.3.4.3 - Inativação pela desinfecção	33
3.3.5 - Indicadores para remoção de oocisto de <i>Cryptosporidium</i>.....	36
3.3.6 - Detecção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> na água - Método 1623 - USEPA	39
3.4 - CARACTERIZAÇÃO DOS FLOCOS PELA ANÁLISE DE IMAGEM.....	44
4 - METODOLOGIA	48
4.1 - ÁGUA DE ESTUDO	48
4.2 - DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL – ESCALA DE BANCADA.....	49

4.3 - DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL – ESCALA PILOTO	51
4.3.1 - Descrição da instalação piloto	51
4.3.2 - Unidade de Mistura Rápida	53
4.3.3 - Filtro Descendente	54
4.3.4 - Desenvolvimento dos experimentos de filtração	58
4.4 - AMOSTRAGEM E METODOLOGIAS UTILIZADAS NAS ANÁLISES....	61
4.5 - TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS	65
5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1 - DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO	67
5.2 - EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE	69
5.2.1 - Água de estudo – Represa do Torto.....	69
5.2.2 - Resumo dos experimentos de filtração direta	71
5.2.3 - Vazões e taxas de filtração	73
5.2.4 - Parâmetros morfológicos dos flocos por análise de imagens.....	73
5.2.5 - Perdas de carga.....	78
5.2.6 - Clorofila-a	84
5.2.7 - Residual de alumínio	85
5.2.8 - Coliformes totais e <i>E. coli</i>	87
5.2.9 - Turbidez	90
5.2.10 - Relação entre as remoções de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e os parâmetros da qualidade da água avaliados	92
5.2.11 - Influência das condições de coagulação na remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	101
6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	113
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	117
APÊNDICES	125
APÊNDICE A – CÁLCULO DO DISPOSITIVO DE MISTURA RÁPIDA.....	126

APÊNDICE B – COMPOSIÇÃO E CURVA GRANULOMÉTRICA DO MEIO FILTRANTE.....	127
APÊNDICE C – CÁLCULOS DA VELOCIDADE DE FLUIDIFICAÇÃO E EXPANSÃO DO MEIO FILTRANTE.....	128
APÊNDICE D – TAXA DE CRESCIMENTO DAS PERDAS DE CARGA NAS CAMADAS DO MEIO FILTRANTE AO LONGO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE.....	130
APÊNDICE E – DETECÇÃO DOS OOCISTOS DE <i>Cryptosporidium</i> REALIZADA NO LAA.....	138

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	Diagrama típico de coagulação com sulfato de alumínio e potencial zeta – água de turbidez alta em relação à cor verdadeira – Amirtharajah e Mills, 1982.....	06
Figura 3.2	Figura 3.2 – Eficiência de remoção de partículas em filtro devido aos fenômenos de sedimentação, interceptação e difusão - Yao <i>et al.</i> ,1971.....	12
Figura 3.3	Esquema da disposição granulométrica dos materiais de um meio filtrante de camada dupla - Arboleda, 1992	16
Figura 3.4	Formas que os oocistos se apresentam quanto à fluorescência	41
Figura 3.5	Formas que os oocistos se apresentam quanto à coloração dos núcleos	41
Figura 3.6	Formas que os oocistos de <i>Cryptosporidium</i> se apresentam quanto ao contraste de interferência diferencial.	42
Figura 3.7	Ocular micrométrica	42
Figura 3.8	Imagens de organismos interferentes no FICT	44
Figura 3.9	Imagens de organismos interferentes no DAPI	44
Figura 3.10	Imagens de organismos interferentes no DIC	44
Figura 4.1	Teste de jarros: (a) Equipamento de teste de jarros adaptado para ensaios de filtração direta; (b)Esquema do FLA utilizado.....	50
Figura 4.2	Foto da instalação piloto	52
Figura 4.3	Esquema da instalação piloto	53
Figura 4.4	Dispositivo de Mistura Rápida – DMR	54
Figura 4.5	Esquema da coluna de filtração nas duas espessuras do meio filtrante	55
Figura 4.6	Coluna de filtração descendente com dupla camada (antracito/areia)	57
Figura 4.7	Distribuição dos experimentos de filtração realizados em instalação piloto	58
Figura 4.8	Amostrador: (a) Esquema do amostrador; (b) Foto do amostrador.....	63
Figura 4.9	Sistema de visualização de aquisição de imagem	64
Figura 5.1	Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio na água Tipo I	68
Figura 5.2	Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio na água Tipo II	68
Figura 5.3	Caracterização da água bruta – Turbidez, pH e Alcalinidade	70
Figura 5.4	Caracterização da água bruta – Coliformes e clorofila-a	70
Figura 5.5	Imagens digitais referentes aos flocos formados no processo de coagulação: (a) dosagem ótima e pH de coagulação 6,8 - 6,9; (b) super-dosagem e pH de coagulação 6,3- 6,7; (c) dosagem ótima e pH de coagulação 5,0 – 5,5; c) super-dosagem e pH de coagulação 5,0– 5,5. Técnica microscópica de campo claro e aumento de100X	74

Figura 5.6	Histograma de distribuição de frequências do Diâmetro Equivalente (Deq) dos flocos formados usando duas das condições de coagulação estudadas: (a) pH coagulação = 6,8 dose de coagulante = 9 mg/L, (b) pH coagulação = 6,3 e dose de coagulante = 25 mg/L.....	75
Figura 5.7	Distribuição de tamanho dos flocos formados nos ensaios de filtração direta descendente: (a) Experimentos efetuados em condição de dosagem ótima de coagulante; (b) Experimentos efetuados em condição de super-dosagem de coagulante.....	76
Figura 5.8	Perdas de cargas nos experimentos de filtração direta descendente, realizados no meio filtrante MF1 no período de Outubro a Dezembro /2006	79
Figura 5.9	Perdas de cargas nos experimentos de filtração direta descendente, realizados no meio filtrante MF2, no período de Janeiro a Abril/2007	81
Figura 5.10	Perdas de cargas nos experimentos de filtração direta descendente, realizados com turbidez baixa (<7,0 UT).....	81
Figura 5.11	Duração média das carreiras de filtração dos experimentos de filtração direta descendente, nas diferentes condições de coagulação	83
Figura 5.12	Concentrações de Clorofila-a na água bruta e efluentes AF1 e AF2	85
Figura 5.13	Alumínio na água bruta e residual de alumínio nos efluentes AF1 e AF2	86
Figura 5.14	Eficiências de remoção de coliformes totais e <i>E. coli</i> em amostras de água bruta preparada e água filtrada nos experimentos de filtração direta descendente.....	89
Figura 5.15	Turbidez em amostras de água bruta e turbidez residual em amostras de água filtrada nos experimentos de filtração direta descendente	91
Figura 5.16	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nas amostras de água – AB*, AF1 e AF2.....	93
Figura 5.17	Remoções de turbidez e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nas amostras de água filtrada no período inicial da filtração – AF1.....	96
Figura 5.18	Remoções de turbidez e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nas amostras de água filtrada no período de operação regular do filtro – AF2	97
Figura 5.19	Remoções de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , coliformes totais e <i>E. coli</i> e nas amostras de água filtrada no período inicial da filtração..	98
Figura 5.20	Remoções de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , coliformes totais e <i>E. coli</i> e nas amostras de água filtrada no período de operação regular do filtro	99
Figura 5.21	Remoções de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , nas amostras de água filtrada – AF1 e água filtrada AF2.....	100
Figura 5.22	Diagrama de coagulação de Amirtharajah e Mills (1982) – Plotagem dos pontos experimentais	107
Figura B.1	Curvas granulométricas dos materiais filtrantes.....	127
Figura D.1	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.1 – DO, pH 6,8...	130
Figura D.2	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.2 – SD, pH 6,7....	130

Figura D.3	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.3 – DO, pH 6,8...	131
Figura D.4	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.4 – DO, pH 6,9...	131
Figura D.5	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.5 – DO, pH 6,8..	131
Figura D.6	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.6 – DO, pH 6,9...	132
Figura D.7	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.7 – DO, pH 6,8...	132
Figura D.8	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.8 – SD, pH 6,5...	132
Figura D.9	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.9 – DO, pH 6,8...	133
Figura D.10	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.10 – DO, pH 6,8	133
Figura D.11	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.11– SD, pH 6,4...	133
Figura D.12	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.12 – DO, pH 6,8.	134
Figura D.13	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.13 – SD, pH 6,3..	134
Figura D.14	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.14 – DO, pH 6,8.	134
Figura D.15	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.15 – SD, pH 6,7..	135
Figura D.16	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD - Exp.16 – DO, pH 5,5..	135
Figura D.17	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.14 – SD, pH 6,3..	135
Figura D.18	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.18 – SD, pH 6,3..	136
Figura D.19	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.19 - DO, pH 5,0	136
Figura D.20	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.20 - SD, pH 5,1..	136
Figura D.21	Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.21 -.DO, pH 5,1..	137
Figura E.1	Sistema de filtração Filta Max TM e bomba peristáltica.....	138
Figura E.2	Estação de eluição e Filta Max TM	139
Figura E.3	Etapas da concentração.....	139
Figura E.4	Etapas da Centrifugação.....	140
Figura E.5	Etapas da purificação.....	140
Figura E.6	Etapas da purificação.....	141
Figura E.7	Tubos tipo <i>Eppendorf</i> no concentrador de partículas, com as esferas magnéticas aderidas á parede.....	141

Figura E.8	Tubos no agitador vortex na etapa de dissociação dos oocistos de <i>Cryptosporidium</i> das esferas magnéticas (<i>beads</i>).....	142
Figura E.9	Kit Merifluor, DAPI e lâmina preparada.....	143
Figura E.10	Microscópio de epifluorescência - (DMLB-2, Leica).....	144

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1	Crédito de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> por tratamento - LT2ESWTR ¹ - (USEPA, 2006a).....	09
Tabela 3.2	Categorias de classificação para Sistema Público de Água que utiliza filtração - (USEPA, 2006a).....	10
Tabela 3.3	Tratamento adicional requerido para remoção de <i>Cryptosporidium</i> - (USEPA, 2006a).....	10
Tabela 3.4	Ocorrência de <i>Cryptosporidium</i> em águas – Brasil.....	21
Tabela 3.5	Remoção de <i>Cryptosporidium</i> por meio de tratamento convencional e filtração direta.....	25
Tabela 3.6	Valores de CxT (mg.min/L) para inativação de microrganismos - Di Bernardo e Dantas (2005b).....	34
Tabela 3.7	Inativação de <i>Cryptosporidium parvum</i> por desinfecção interativa – Adaptado da USEPA, 1999a.....	35
Tabela 3.8	Potenciais Indicadores para remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	38
Tabela 4.1	Produtos utilizados no processo de coagulação	49
Tabela 4.2	Características físico-químicas das águas tipo I e II	51
Tabela 4.3	Características granulométricas do meio filtrante	56
Tabela 4.4	Frequência de coleta das amostras de água bruta e água filtrada.....	61
Tabela 4.5	Métodos e equipamentos utilizados na determinação dos parâmetros de qualidade da água.....	62
Tabela 5.1	Características da água da Represa do Torto – Outubro/2006 a Abril/2007	69
Tabela 5.2	Síntese dos experimentos de filtração direta descendente	71
Tabela 5.3	Caracterização da água bruta preparada – Nov./2006 a Abril/2007 ..	72
Tabela 5.4	Valores médios e desvios padrão relativos aos flocos formados nos experimentos de filtração sob diferentes condições de coagulação....	77
Tabela 5.5	Concentração e eficiência de remoção de coliformes totais e <i>E. coli</i> em amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de FDD.....	88
Tabela 5.6	Turbidez Residual nos experimentos de filtração direta descendente	90
Tabela 5.7	Residuais e remoções de turbidez, clorofila-a, coliformes totais, <i>E. coli</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nas condições de dosagem ótima	94
Tabela 5.8	Residuais e remoções de turbidez, clorofila-a, coliformes totais, <i>E. coli</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> nas condições de superdosagem.....	95
Tabela 5.9	Faixas de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	101
Tabela 5.10	Influência das condições de coagulação na morfologia dos flocos formados, na remoção de turbidez da água, de coliformes totais, de <i>E. coli</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> : de Análise de Variância univariável não-paramétrico de Kruskal-Wallis por Classificações	103

	(4 condições).....	
Tabela 5.11	Influência das condições de coagulação na morfologia dos flocos formados, na remoção de turbidez da água, de coliformes totais, de <i>E. coli</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> : de Análise de Variância univariável não-paramétrico de Kruskal-Wallis por Classificações (3 condições).....	103
Tabela A.1	Cálculo do dispositivo de mistura rápida para Taxa de 210 m ³ /m ² dia.....	126
Tabela B.1	Composição granulométrica dos materiais filtrantes.....	127
Tabela C.1	Cálculo de variáveis a serem aplicadas na determinação da velocidade de fluidificação e expansão do meio filtrante.....	128
Tabela E.1	Produtos químicos e quantidades utilizadas na preparação do PBST	138

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
AB	Água bruta
AB*	Água bruta de estudo preparada
AF	Água filtrada
AF1	Água Filtrada coletada a 15 minutos do início do experimento – período de amadurecimento
AF2	Água Filtrada coletada entre 2 a 3 horas do início do experimento
AIDS	Síndrome de Imunodeficiência Adquirida
$Al_2(SO_4)_3$	Sulfato de alumínio
$Al(OH)_3$	Hidróxido de alumínio
AR	<i>Aspect Ratio</i> (Relação de Aspecto)
BH	Belo Horizonte
CD	Coefficiente de Desuniformidade
CT	Produto da concentração residual (mg/l) e do tempo (min)
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
Circ.	Circularidade
Conv.	Convexidade
cm	Centímetro
2D-ε	Porosidade bidimensional
D	Dia
DAPI	4'6-diamidino-2-fenilindol
DBPs	<i>Disinfection Byproduct</i> (Subprodutos de desinfecção)
D_{eq}	Diâmetro Equivalente
DIC	Contraste de Interferência Diferencial
DMR	Dispositivo Mistura Rápida
DO	Dosagem Ótima
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETAs	Estações de Tratamento de Água
ETEB	Estação de Tratamento de Esgoto de Brasília
Exp	Experimento
FD	Filtração Direta
FD	<i>Fractal Dimension</i> (Dimensão Fractal)
FDD	Filtração Direta Descendente
$Fe(OH)_3$	Hidróxido de ferro
FF	<i>Form Factor</i> (Fator Forma)
FLAs	Filtros de Laboratórios de Areia
FITC	Isotiocianato de fluoresceína
G	Gradiente de velocidade
G_f	Gradiente de velocidade da floculação
G_{mr}	Gradiente de velocidade da mistura rápida
g	Gramas
h	Hora

HCl	Ácido Clorídrico
HIV	<i>Human Immunodeficiency Virus</i> (Vírus da Imunodeficiência Humana)
IMS	<i>Immunomagnetic Separation</i> (Separação Imunomagnética)
Kgf	Kilogramo-força
L	Litro
LAA	Laboratório de Análise da Água
Log	Logaritmo de Base 10
m ²	Metro quadrado
m ³	Metro cúbico
MF1	Meio filtrante de espessura de 1,10 m
MF2	Meio filtrante de espessura de 0,95 m
MCLG	<i>Maximum Contaminant Level Goal</i>
MG	Minas Gerais
Mg	Miligrama
Min	Minuto
Mm	Milímetro
mV	Milivolt
mW	Miliwatt
MS	Ministério da Saúde
NBR	Norma Brasileira Regulamentada
ND	Não Detectado
NMP	Número Mais Provável
ooc	Oocisto
PAC	Policloreto de Alumínio
PBS	<i>Phosphate Buffered Saline</i> (Solução Tampão de Fosfato)
PBST	Solução Tampão de Fosfato mais Tween
Piez	Piezômetro
pH	Potencial hidrogeniônico
PTARH	Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
PZ	Potencial Zeta
ppm	Partes por Milhão
RD	<i>Roundness</i> (Circularidade)
RS	Rio Grande do Sul
SD	Super-dosagem
SP	São Paulo
SPDs	Subprodutos da desinfecção
tf	Tempo de detenção da floculação
tmr	Tempo de detenção da mistura rápida
USEPA	Agência de Proteção Ambiental Americana
UT	Unidade de Turbidez
VMD	Valor Máximo Desejável
µm	Micrômetro
σ	Desvio padrão

1 - INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos, tanto superficiais quanto subterrâneos, estão se tornando cada vez mais escassos e com sua qualidade comprometida em função do aumento populacional e de atividades econômicas que geram impactos negativos no meio ambiente. A presença crescente de contaminantes químicos e agentes microbianos patogênicos na água potável introduz novos perigos que as barreiras dos sistemas tradicionais de tratamento de água não conseguem eliminar. No Brasil aproximadamente 30 milhões de pessoas não têm acesso à água tratada e somente um limitado número de cidades dispõe de sistema de tratamento de esgoto, sendo em muitos casos os esgotos lançados em córregos e rios, vindo a contaminar as águas superficiais e subterrâneas por patógenos.

Algumas doenças de veiculação hídrica ganharam destaque nas últimas décadas, dentre elas estão a criptosporidiose e a giardíase causadas pelos protozoários, *Cryptosporidium* e *Giardia*, principalmente pelo fato desses microrganismos apresentarem resistência aos métodos comumente usados no tratamento de água para remoção e ou inativação dos patógenos.

Dados mundiais revelam que a veiculação hídrica desses protozoários, ditos emergentes, é uma importante via de transmissão, que tem impacto significativo em segmentos populacionais específicos como os idosos, as crianças e os portadores de imunodeficiências. Os surtos têm sido associados, geralmente, ao consumo de água insatisfatoriamente tratada, a falhas nos sistemas operacionais de estações de tratamento de água e ao contato com águas recreacionais contaminadas como represas, lagos e piscinas. Na Europa e América do Norte, nas duas décadas passadas, vários surtos de criptosporidiose foram relatados, tanto para águas superficiais como subterrâneas contaminadas (Smith e Rose, 1998).

No Brasil, uma preocupação maior quanto à presença desses organismos na água para consumo humano é refletida na Portaria MS 518/2004 (Brasil, 2004), que estabelece procedimentos e responsabilidades com relação ao controle da qualidade da água para consumo e seu padrão de potabilidade. Essa Portaria representou um avanço significativo com relação aos organismos patogênicos na medida em que determinou: (i) a pesquisa de

organismos patogênicos, dentre outros, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp.; (ii) a inclusão de tratamento por filtração de toda água de consumo humano suprida por manancial superficial; (iii) a recomendação, para filtração rápida, de 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.

O tratamento é uma importante etapa no Sistema de Abastecimento de Água, uma vez que é por meio dos processos e operações unitárias componentes de uma estação de tratamento de água que devem ser removidas as impurezas da água, tornando-a potável e segura para o consumo humano. Diversas tecnologias foram desenvolvidas ao longo do tempo, no Brasil a tecnologia de tratamento por ciclo completo (coagulação, floculação, sedimentação e filtração) é a mais difundida e aplicada. Entretanto, a filtração direta (ascendente, descendente com e sem floculação e dupla filtração) tem sido objeto de pesquisas, que têm permitido conhecer melhor essa tecnologia de tratamento de água e têm mostrado que seu campo de aplicação é maior do que normalmente vinha sendo citado na literatura técnica.

No processo de tratamento, a unidade de filtração destaca-se entre as outras etapas, pois representa a operação final de remoção de impurezas e microrganismos. Devido à dificuldade de inativação química dos oocistos de *Cryptosporidium*, a remoção físico-química desses protozoários torna-se ainda mais relevante. A filtração direta apresenta menos barreiras sanitárias que outras tecnologias de tratamento, pelo fato de que os filtros são as únicas unidades responsáveis pela retenção do material em suspensão presente na água. Isso reforça a importância que deve ser dada ao projeto e operação dessa unidade do tratamento, bem como aos processos que antecedem a filtração. De acordo com O'Melia (1985), o pré-tratamento químico com a desestabilização das partículas química é fator essencial para produção de água filtrada de melhor qualidade.

Em razão da importância do pré-tratamento químico no desempenho das unidades de filtração, torna-se fundamental estabelecer e definir as condições de coagulação que irão promover melhores eficiências de remoção. Visando dar uma contribuição neste tema o presente trabalho procurou avaliar a influência do pH de coagulação e dosagem de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente, em meio filtrante de camada dupla (antracito e areia).

2 - OBJETIVOS

2.1 - OBJETIVO GERAL

O estudo tem como objetivo geral avaliar a influência do pH de coagulação e dosagem de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente com meio filtrante de camada dupla, por meio de experimentos em instalação piloto.

2.2 - OBJETIVOS ESPECÍFICOS

O referido estudo tem como objetivos específicos:

- (1) Comparar a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no período de amadurecimento com a remoção no período regular do processo de filtração;
- (2) Avaliar a influência das condições de coagulação na remoção de turbidez e verificar possível relação entre a remoção de turbidez e de oocistos de *Cryptosporidium*;
- (3) Avaliar a influência das condições de coagulação nas remoções de coliformes totais e *E. coli*. e verificar possível relação entre a remoção destes microrganismos e de oocistos de *Cryptosporidium*;
- (4) Caracterizar morfologicamente os flocos formados no processo de coagulação e avaliar a relação entre a morfologia dos mesmos e a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente;

3 - FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA E REVISÃO DA LITERATURA

3.1 - COAGULAÇÃO

A água contém substâncias que variam amplamente em sua origem, concentração e características. O tamanho das partículas pode ser de diversas ordens de grandeza, como por exemplo, os vírus que atingem 10^{-6} mm, e as partículas coloidais que se encontram entre 10^{-6} a 10^{-3} mm. Essas partículas, na água, apresentam-se com cargas superficiais negativas, criando uma força repulsiva que impede a aproximação umas das outras e, conseqüentemente, evita a aglutinação das mesmas, dificultando sua separação do meio líquido. Dessa maneira, para viabilizar a separação dessas partículas faz-se necessária a minimização das forças de repulsão, caracterizando a coagulação.

A coagulação é o processo no qual, a partir da adição de um produto químico (geralmente sais de alumínio e de ferro) em quantidade e condições apropriadas, produz a desestabilização das impurezas presentes na água, permitindo em uma etapa posterior, denominada de floculação, a agregação dessas impurezas em partículas maiores, denominados flocos. O processo de coagulação é muito rápido, variando de décimos de segundo a cerca de 100 segundos, e acontece na unidade de mistura rápida. Entretanto, na floculação há necessidade de agitação relativamente lenta, para que ocorram choques entre as impurezas, que se aglomeram formando os flocos, que podem ser removidos por sedimentação, flotação ou filtração rápida.

A eficiência da coagulação e da floculação é influenciada por fatores como pH, turbidez, alcalinidade, dosagem de coagulante, intensidade de agitação, ponto de aplicação do coagulante, tamanho das partículas, sólidos dissolvidos, cor, etc.

A literatura cita a coagulação como resultado individual ou combinado da ação de quatro mecanismos distintos: a) compressão da dupla camada elétrica; b) adsorção e neutralização; c) varredura; d) adsorção e formação de pontes, (O'Melia, 1972). Entretanto, Amirtharajah e Mills (1982) ressaltaram que a coagulação de águas de abastecimento é obtida na prática, com maior freqüência, por adsorção e neutralização de cargas, por varredura ou pela combinação desses mecanismos.

A adsorção e neutralização de carga é o mecanismo que desestabiliza as partículas por meio da adsorção. Com a adição dos sais de cátions metálicos na água, ocorre uma série de reações de hidrólise, levando à produção de espécies hidrolisadas solúveis, carregadas positivamente e disponíveis na água apenas por alguns segundos. Pelo fato dessas espécies hidrolisadas não serem íons indiferentes, são adsorvidas à superfície das partículas, neutralizando, desta forma, sua carga e possibilitando aproximação uma das outras.

Amirtharajah e Mills (1982) estudaram a influência da energia introduzida (gradiente de velocidade) durante a mistura rápida entre o coagulante e água bruta e verificaram que a variação do gradiente faz uma diferença significativa na qualidade da água sedimentada que sofreu coagulação pelo mecanismo de adsorção e neutralização de carga. Os autores obtiveram melhores resultados para valor de gradiente de velocidade ($G = 16000s^{-1}$) mais elevado.

O mecanismo de adsorção e neutralização de carga é muito importante quando o tratamento é realizado por meio de uma das tecnologias da filtração direta, pois não há necessidade de produção de flocos para posterior sedimentação ou flotação, mas de partículas desestabilizadas que serão retidas no meio granular (Cleasby, 1990; Di Bernardo e Dantas, 2005a, entre outros).

O mecanismo de varredura acontece devido à formação de precipitados de hidróxido metálico ($Al(OH)_3$ ou $Fe(OH)_3$), formados a partir das espécies hidrolisadas resultantes da reação do coagulante com a água, que ocorre num período de 1 a 7 segundos. O mecanismo de varredura depende da quantidade adicionada de coagulante (geralmente dosagem mais alta), do pH da mistura e não resulta necessariamente da neutralização das cargas das partículas. A formação dos flocos ocorre pelo fato de que os colóides são envolvidos pelos precipitados que possuem vazios capazes de capturar os mesmos. A varredura conduz à formação de flocos maiores, que sedimentam com maior velocidade que aqueles obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de neutralização de cargas.

Amirtharajah e Mills (1982) desenvolveram um diagrama de coagulação para remoção da turbidez (Figura 3.1), usando sulfato de alumínio como coagulante e associando os mecanismos de coagulação predominantes às condições de coagulação adotadas (pH e dosagem de coagulante).

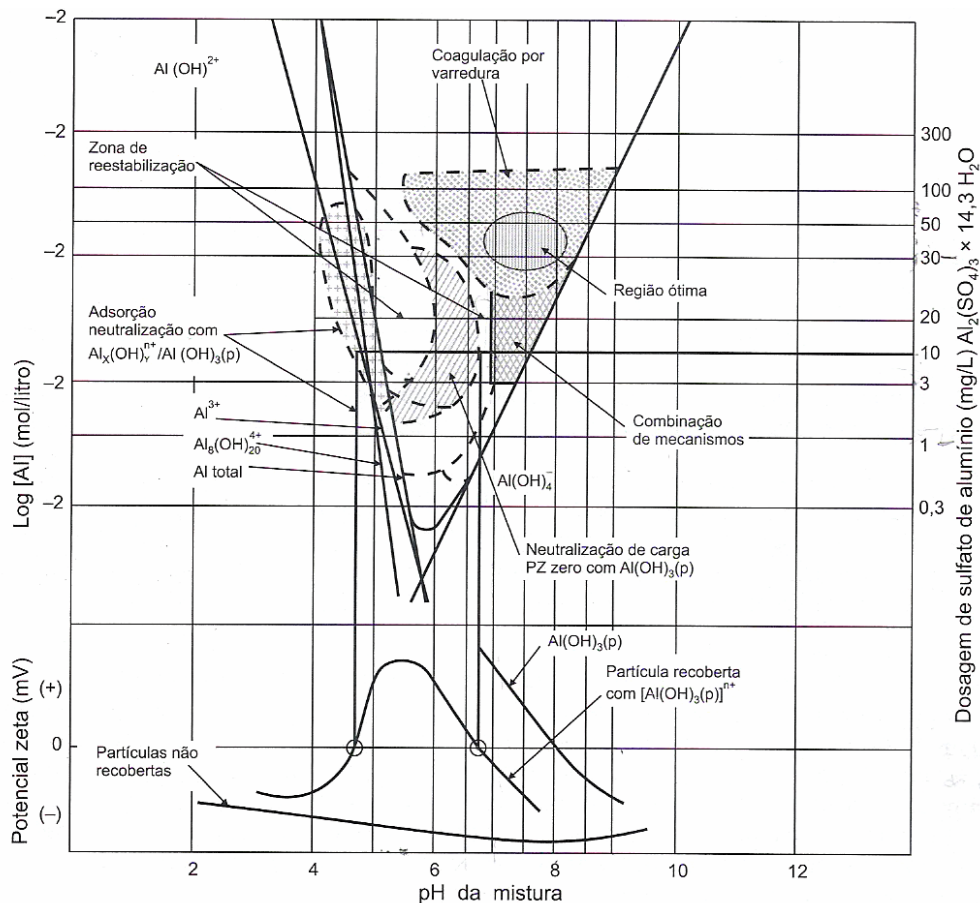


Figura 3.1 – Diagrama típico de coagulação com sulfato de alumínio e potencial zeta – água de turbidez alta em relação à cor verdadeira – Amirtharajah e Mills, 1982, (traduzido por Di Bernardo e Dantas, 2005a)

O diagrama, além de indicar as regiões características dos principais mecanismos, mostra também outras regiões referentes ao fenômeno indesejado de reestabilização, que ocorre em decorrência de adição excessiva de coagulante quando predomina o mecanismo de adsorção e neutralização de cargas. Entretanto, os autores destacam que as fronteiras dessas regiões variam em função da qualidade da água. O diagrama é uma ferramenta de grande utilidade no prognóstico das condições favoráveis para desestabilização das partículas e conseqüentemente melhor eficiência dos processos de separação. A análise dos diagramas e seu uso no delineamento dos melhores mecanismos de coagulação possibilitam a escolha da tecnologia de tratamento apropriada quanto à otimização da coagulação, com considerável economia de produtos químicos.

Mais recentemente, a partir da década de 80 vem sendo preconizada a “coagulação melhorada” (do inglês *enhanced coagulation*) para remoção de matéria orgânica natural com o objetivo de prevenir a formação de subprodutos da desinfecção, vários deles

comprovadamente danosos para saúde humana. Segundo Krasner e Amy (1995), esta técnica, que inclui o uso de valores de pH de coagulação na faixa de 5-6 e/ou o uso de dosagens mais elevadas de coagulante, tem se mostrado de fato uma estratégia eficaz para a remoção de precursores dos subprodutos da desinfecção. De acordo com States *et al.* (2002), em valores baixos de pH, os produtos hidrolisáveis dos coagulantes metálicos carregados positivamente neutralizam a matéria orgânica carregada negativamente e os complexos insolúveis formados e adicionalmente dosagens elevadas de coagulantes adsorvem mais eficazmente a matéria orgânica nos precipitados da coagulação.

A coagulação e floculação são pré-requisitos relevantes e essenciais para uma efetiva filtração, por isso a importância que deve ser dada ao projeto dos misturadores rápidos e floculadores, à escolha e dosagem dos coagulantes e determinação da faixa de trabalho do pH. Procedimentos e medidas operacionais devem garantir a dosagem química adequada e a alimentação contínua e segura.

3.2 - FILTRAÇÃO RÁPIDA

A filtração consiste na remoção de partículas em suspensão e coloidais e de microrganismos presentes na água que escoam através de um meio poroso. Em geral, a filtração é um processo final de remoção de impurezas realizado em uma estação de tratamento de água, portanto principal responsável pela produção de água com qualidade condizente com o padrão de potabilidade (Di Bernardo e Dantas, 2005a). É uma combinação de processos físicos, químicos e, em alguns casos biológicos.

Em decorrência da importância da filtração no processo de tratamento de água e na produção de água isenta de microrganismos patogênicos, a Portaria MS 518/2004 (Brasil, 2004) estabelece que toda água para consumo humano, suprida por manancial superficial e distribuída por meio de canalização deve incluir tratamento por filtração.

A filtração pode se realizar de várias formas: com baixa taxa de filtração (2,5 a 10 m³/m².dia) para filtros lentos ou com alta taxa de filtração (120 a 600 m³/m².dia) para filtros rápidos, em meios granulares distintos (areia, antracito, granada ou combinados), com fluxo ascendente ou descendente e com taxa de filtração constante ou taxa de filtração variável.

Na filtração rápida as principais ações são físicas e químicas e os processos biológicos são insignificantes ou ausentes, ao mesmo tempo caracteriza-se pela necessidade de condicionamento prévio da água bruta com uso de coagulantes. Segundo Habibian e O'Melia (1975, *apud* Lacerda, 1997), para que a filtração seja eficiente na remoção de partículas, os filtros devem ser projetados e operados de modo a possibilitar ao máximo a oportunidade de contato entre as partículas e os grãos do meio filtrante; e as partículas a serem filtradas devem estar eficientemente desestabilizadas, para que o contato resulte em retenção.

A filtração direta é uma tecnologia de tratamento não-convencional, onde os filtros são as únicas unidades responsáveis pela retenção do material em suspensão presente na água, ou seja, não utiliza o processo de decantação ou flotação para prévia clarificação da água a ser filtrada. Além disso, o processo de floculação em algumas situações é excluído. Segundo alguns autores (Cleasby, 1990; Di Bernardo *et al.*, 2003, entre outros), a filtração direta apresenta diversas vantagens em relação ao tratamento convencional como: menor número de unidades envolvidas, menor consumo de produtos químicos durante o processo de tratamento e menor geração de lodo. Essas vantagens resultam em menores custos na operação e manutenção. Entretanto, a filtração direta pelo fato de apresentar menos barreiras sanitárias que outras tecnologias de tratamento tem sua aplicação fortemente condicionada a qualidade da água, além de um tempo menor de atuação para possíveis intervenções no tratamento devido às mudanças na qualidade de água da bruta.

A aplicação da filtração direta está fortemente condicionada à qualidade da água bruta (turbidez, cor verdadeira, sólidos em suspensão, densidade de algas). Os trabalhos publicados por diferentes autores referentes ao assunto mostram discrepâncias quanto aos valores dos parâmetros de qualidade da água que limitam a possibilidade de emprego da filtração direta no tratamento de água, mas de um modo geral tem sido indicada para águas com baixa turbidez, baixa cor e baixa concentração de algas.

No tratamento de água para consumo humano a unidade de filtração é significativamente importante na remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*, devido a estes microrganismos, principalmente os oocistos, serem resistentes aos métodos de desinfecção usualmente utilizados. De acordo com USEPA (1998), sistema de tratamento com filtração rápida (ciclo completo ou filtração direta), produzindo um efluente com valor de turbidez

residual $\leq 0,5$ UT, e sua complementação por desinfecção podem alcançar um resultado conjunto de remoção e inativação de 3,0 log de cistos de *Giardia*. E sistema de tratamento com filtração rápida (ciclo completo ou filtração direta), produzindo um efluente com valor de turbidez residual $\leq 0,3$ UT, podem alcançar um resultado de remoção de 2,0 log de oocistos de *Cryptosporidium*.

Ao longo desses últimos anos a USEPA vem implementando novas exigências na legislação referente à presença de microrganismos na água para consumo humano. Em 2006, promulgou a LT2ESWTR (*Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule*), no sentido de proteger mais a saúde pública em relação aos microrganismos patogênicos, em especial ao *Cryptosporidium*.

A USEPA (2006a) estabeleceu créditos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* a diferentes tecnologias de tratamento, baseada nas eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* obtidas em vários estudos realizados. A Tabela 3.1 indica os créditos atribuídos aos tratamentos.

Tabela 3.1 - Crédito de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por tratamento - LT2ESWTR¹ - (USEPA, 2006a)

Tipos de tratamentos			
Convencional	Filtração direta	Filtração lenta ou Filtro de diatomita	Tecnologias alternativas de filtração
3,0 log	2,5 log	3,0 log	Determinado pelo Estado ²

Legenda:

¹ Aplicado às plantas completamente em conformidade com o IESWTR ou LT1ESWTR

² O crédito deve ser determinado com a avaliação do produto ou local específico

IESWTR - Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule

LT1ESWTR - Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule

A LT1ESWTR (USEPA, 2006a) estabelece, para sistemas públicos de água que utilizam águas superficiais ou águas subterrâneas sob influência direta de águas superficiais, o monitoramento desses mananciais com o objetivo de determinar a concentração média de oocistos de *Cryptosporidium* presente em tais mananciais. O cálculo da concentração de oocistos de *Cryptosporidium* é função do tempo de monitoramento (um ou mais anos) e do número de amostras. As concentrações obtidas no monitoramento classificam a água em quatro categorias (*bins*), conforme indicado na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Categorias de classificação para Sistema Público de Água que utiliza filtração (USEPA, 2006a)

Sistema Público de Água	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	Categorias (Bins) de classificação
Que requer o monitoramento para <i>Cryptosporidium</i>	Menor que 0,075 oocistos/L	Categoria (Bin) 1
	0,075 oocistos/L ou maior, mas menor 1,0 oocistos/L	Categoria (Bin) 2
	1,0 oocistos/L ou maior, mas menor 3,0 oocistos/L	Categoria (Bin) 3
	3,0 oocistos/L ou maior	Categoria (Bin) 4
¹ Abastece menos que 10.000 pessoas e não requer o monitoramento para <i>Cryptosporidium</i>	Não determinado	Categoria (Bin) 1

¹Sistema público de água que utiliza filtração e abastece pouco menos de 10.000 pessoas e não requer monitoramento para *Cryptosporidium*, e se o monitoramento para *E. coli* em lagos ou reservatórios apresentar concentração média menor ou igual a 10/100 mL ou 50/100 mL para rios correntes.

Além do monitoramento, essa legislação determina um tratamento adicional aos créditos estabelecidos para remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, cujos valores estão relacionados com as categorias de classificação da água. De forma que o tratamento total para remoção de oocistos de *Cryptosporidium* promova uma remoção de 4,0 log, 5,0 log e 5,5 log para as categorias 2, 3 e 4, respectivamente. A Tabela 3.3 indica os valores de remoção para o tratamento complementar.

Tabela 3.3 - Tratamento adicional requerido para remoção de *Cryptosporidium* -(USEPA, 2006a)

Classificação	Tratamento convencional ¹ , filtro de diatomita ou filtração lenta	Filtração direta	Tecnologias alternativas de filtração
1	Sem tratamento	Sem tratamento	Sem tratamento
2	Tratamento ² para 1 log	Tratamento ² para 1,5 log	Determinado pelo Estado ^{2,4}
3	Tratamento ³ para 2 log	Tratamento ³ para 2,5 log	Determinado pelo Estado ^{3,5}
4	Tratamento ⁴ para 2,5 log	Tratamento ⁴ para 3,0 log	Determinado pelo Estado ^{3,6}

¹ Tratamento composto pelas unidades de coagulação, floculação, clarificação e filtração por meio granular.

² Sistema público de tratamento de água para encontrar o tratamento requerido para *Cryptosporidium* pode usar uma tecnologia ou combinação de tecnologias indicadas em um seção específica (*Microbial Toolbox Overview*) da própria legislação.

³ Sistema público de tratamento de água deve conseguir pelo menos 1 log no tratamento exigido por meio de ozônio, dióxido de cloro, ultravioleta, membranas, filtro manga, filtro cartucho.

⁴ Remoção e inativação total de *Cryptosporidium* de pelo menos 4 log.

⁵ Remoção e inativação total de *Cryptosporidium* de pelo menos 5 log.

⁶ Remoção e inativação total de *Cryptosporidium* de pelo menos 5,5 log.

3.2.1 - Mecanismos atuantes na filtração

Na filtração rápida, as partículas são retidas no meio filtrante por meio de ação de profundidade ou de ação superficial. A filtração com ação superficial é caracterizada pela ação física de coar como mecanismo predominante, a retenção das impurezas ocorre praticamente no início da camada filtrante (cerca de 0,15 m). Na filtração com ação de profundidade, a ação física de coar deixa de ser importante, sendo outros mecanismos responsáveis pela retenção das impurezas no meio filtrante.

Os mecanismos responsáveis pela remoção das partículas durante a filtração com ação de profundidade são complexos e influenciados principalmente por características físicas e químicas das partículas, da água e do meio filtrante; pela taxa de filtração e pelo método de operação dos filtros. Considera-se a filtração como resultado de três mecanismos distintos: transporte, aderência e desprendimento (Amirtharajah, 1988).

Os mecanismos de transporte são responsáveis por conduzir as partículas suspensas para as proximidades da superfície dos coletores (grãos de antracito, areia ou outro material granular), podendo permanecer aderidas a estes por meio de forças superficiais, que resistem às forças de cisalhamento resultantes das características do escoamento ao longo do meio filtrante. Quando as forças de cisalhamento superam as forças de aderência, tem-se o desprendimento. Os mecanismos de transporte são: impacto inercial, ação hidrodinâmica, interceptação, difusão e sedimentação. Entretanto, Amirtharajah (1988) constatou que geralmente sob as condições de filtração da água os mecanismos dominantes são a sedimentação e difusão.

O mecanismo de sedimentação ocorre devido à força de gravidade associada à velocidade de sedimentação inerente as partículas, fazendo com que as partículas cheguem às linhas de corrente mais próximas, até o momento que atinjam os coletores. Esse mecanismo é mais importante para partículas maiores que 1 μm , geralmente entre 5 e 25 μm (Amirtharajah, 1988).

A difusão é resultado do movimento errático que algumas partículas pequenas apresentam quando estão suspensas em meio líquido, devido ao fenômeno conhecido como movimento Browniano, que através do bombardeio das partículas pelas moléculas de água provoca a

aproximação das mesmas do coletor. Esse é o mecanismo predominante para a retenção de partículas menores que $1 \mu\text{m}$ (Ives, 1970 e 1975). Esse mecanismo não é importante na remoção de partículas suspensas em estações de tratamento de água do tipo convencional, com unidades de floculação e sedimentação pelo fato de que essas partículas muito pequenas sujeitas ao movimento Browniano provavelmente serão agregadas em tamanhos maiores, entretanto, é significativo na filtração direta (O'Mélia, 1985).

O mecanismo de interceptação atua sobre as partículas que se encontram muito próximas do coletor, nas linhas de corrente cuja distância da superfície do coletor é inferior à metade do diâmetro das partículas. De alguma forma, os demais mecanismos induzem o transporte das partículas para linhas de corrente mais próximas da superfície do coletor, fazendo com que a interceptação seja a etapa final dos vários mecanismos.

Yao *et al.* (1971, *apud* Arboleda, 1992) calcularam a eficiência de remoção para distintos tamanhos de partículas em um filtro e obtiveram as curvas indicadas na Figura 3.2. O gráfico mostra que o mecanismo de difusão é mais eficiente para partículas muito pequenas (menores que $1 \mu\text{m}$), que os mecanismos de interceptação e sedimentação são mais eficientes para partículas de tamanhos maiores (a eficiência aumenta com o tamanho das partículas) e que ocorre uma remoção mínima para partículas com diâmetro em torno de $1 \mu\text{m}$.

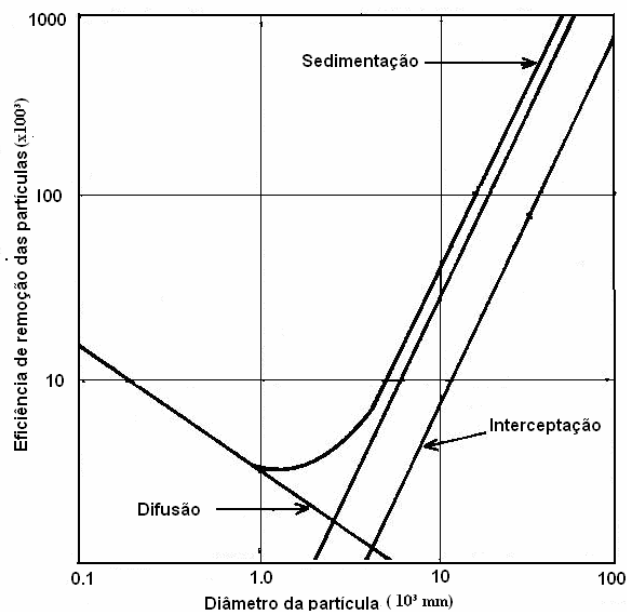


Figura 3.2 – Eficiência de remoção de partículas em filtro devido aos fenômenos de sedimentação, interceptação e difusão - Yao *et al.* (1971, *apud* Arboleda, 1992) - modificado

Os mecanismos de aderência atuam na captura e aderência das partículas quando essas se encontram próximas à superfície dos grãos do meio filtrante, e devem proporcionar resistência às forças de cisalhamento resultantes das características hidrodinâmicas do escoamento ao longo do meio filtrante. A aderência das partículas aos grãos do meio filtrante ou a partículas previamente retidas depende das propriedades das superfícies destes materiais. O mecanismo de desprendimento é resultado da superação das forças de aderência pelas forças de cisalhamento do escoamento, e faz com que as partículas migrem para a camada subsequente do meio filtrante, viabilizando a filtração com ação de profundidade (Amirtharajah, 1988; Di Bernardo e Dantas, 2005a, entre outros). Segundo Ives (1975), o mecanismo de desprendimento pode possivelmente ocorrer durante a filtração, porém sua existência acontece principalmente durante a limpeza do meio filtrante.

3.2.2 - Características do meio filtrante

Os tipos comuns de materiais usados nos filtros de meio granular são a areia (massa específica na faixa de 2600 a 2700 kg/m³), antracito (massa específica na faixa de 1400 a 1700 kg/m³) e granada (massa específica na faixa de 4100 a 4500 kg/m³), podendo ser de camada simples, dupla ou tripla. A diferença de densidades dos grãos permite a construção de filtros de múltiplas camadas, com os grãos maiores de material de baixa densidade na parte superior do meio filtrante e os grãos menores de material de alta densidade na parte inferior.

O material granular comumente utilizado em meio filtrante de camada simples e dupla é a areia, que apresenta alta resistência à abrasão. Por esta razão os efeitos abrasivos que ocorrem entre os grãos durante a lavagem não causam perda desse material. Entretanto, no carvão antracitoso, material comumente utilizado para meio filtrante de camada dupla, ocorre um desgaste excessivo por abrasão, causando uma perda gradual no meio filtrante e redução do tamanho dos grãos, alterando desta forma a curva de distribuição granulométrica do material filtrante e diminuindo a duração da carreira de filtração, sendo necessária a reposição de carvão nos filtros (Wiecheteck *et al.*, 1997).

Os filtros de camada dupla proporcionam uma maior penetração dos sólidos dentro da camada de carvão, a qual tem o tamanho dos grãos maior do que os filtros convencionais

de areia e deste modo melhoram a utilização do meio para deposição dos sólidos durante a carreira de filtração, conduzindo a carreiras mais longas e possibilitando a aplicação de taxas de filtração mais altas com menor taxa de crescimento de perda de carga (Cleasby,1990).

Dessa forma, o conhecimento das características granulométricas dos materiais granulares (tamanho do grão, distribuição de tamanho dos grãos, tamanho efetivo, coeficiente de desuniformidade e outros) que compõem o meio filtrante, é de extrema importância na elaboração do projeto de um sistema de filtração. Alguns autores (Cleasby, 1990; Kawamura, 2000; Di Bernardo e Dantas 2005a, entre outros) têm relatado a importância do coeficiente de desuniformidade (CD) no processo de filtração, devidos à penetração de impurezas ao longo do meio filtrante estar intimamente relacionada a esse coeficiente. Pequenos valores para o coeficiente de desuniformidade, ou seja, material granular mais uniforme, resultam em maior penetração de impurezas e conseqüentemente carreiras de filtração mais longas.

A NBR 12216 (1992) recomenda que tanto a espessura do meio filtrante (areia ou areia e antracito), como as características granulométricas a serem adotadas, devem estar fundamentadas em dados de experimentos em filtros piloto. No caso dos experimentos não terem sido realizados os valores são recomendados pela própria norma.

3.2.3 - Fatores que influenciam na qualidade do efluente

Dentre os vários fatores que influenciam a qualidade da água filtrada, pode-se citar: o pré-tratamento, a deterioração inicial e amadurecimento do filtro, as oscilações hidráulicas, o traspasse e a lavagem do filtro. Esses comportamentos transientes exercem fundamental influência na qualidade do efluente, principalmente quando a água afluenta recebe pré-tratamento eficiente.

Segundo Amirtharajah e Wetstein (1980), a baixa qualidade verificada no filtrado na etapa inicial da filtração (fase de amadurecimento), após a lavagem, é conseqüência da interface do afluenta com a água de lavagem remanescente no sistema de filtração. A água de lavagem remanescente no sistema pode ser subdividida em três frações, seguindo a ordem lógica de saída: a) água de lavagem remanescente em estado limpo, situada abaixo do meio

filtrante e tubulações de saída; b) água de lavagem, no interior do meio filtrante e camada superior; c) água de lavagem remanescente situada acima do topo do meio filtrante. Durante esse período inicial a qualidade efluente degrada rapidamente, ocorrendo dois picos de turbidez associados com a segunda e a terceira fração da água de lavagem remanescente. Posteriormente, Cranston e Amirtharajah (1987 *apud* Amirtharajah, 1988) atribuíram ao segundo pico de turbidez principalmente a passagem de partículas presentes no afluente através do filtro devido à baixa eficiência da filtração. Ou seja, atuação deficiente do mecanismo de aderência, que aumenta com retenção crescente das partículas que passam a agirem também como coletores.

A fase inicial de filtração pode ter implicações importantes na operação de filtros e conseqüentemente na qualidade da água tratada, especialmente para a eliminação de pequenas concentrações de metais tóxicos e de patógenos (bactérias, protozoários) que muitas vezes apresentam resistência à inativação. Isto reforça a importância de otimizar a operação de lavagem dos filtros.

Segundo Moran *et al.* (1993), o traspasse é caracterizado por uma deterioração na qualidade do efluente do filtro, que ocorre geralmente após um período prolongado de operação. O traspasse é provocado pelo desprendimento de partículas previamente capturadas ou pela passagem direta de algumas partículas do afluente através do filtro.

Na filtração rápida a interrupção de uma carreira de filtração pode ocorrer pelo traspasse de impurezas no efluente, pela utilização total da carga hidráulica disponível ou pela fixação da duração da carreira. Por segurança, a filtração deve sempre funcionar sem que seja observado o traspasse, ou, em caso extremo, a carreira de filtração deve ser encerrada quando se inicia o traspasse (Di Bernardo e Dantas, 2005a). A situação operacional ideal é aquela em que o início do traspasse e a perda de carga limite no meio filtrante ocorrem simultaneamente

Os filtros rápidos são lavados com o objetivo de restaurar sua capacidade, a lavagem é feita utilizando-se água no sentido ascensional, com velocidade capaz de assegurar a fluidificação e, conseqüentemente, acarretar uma expansão adequada do meio filtrante, com liberação das impurezas. Para essa velocidade ascensional, as forças decorrentes do atrito entre a água e os grãos superam o peso destes, que ficam suspensos no meio granular

fluidificado. A velocidade mínima de fluidificação é aquela a qual o meio granular começa a expandir, no caso de filtro de camada dupla, os materiais com densidades diferentes devem apresentar velocidades mínimas de fluidificação iguais ou bem próximas.

De acordo com Arboleda (1992), durante a lavagem de um meio filtrante de camada dupla é necessário que os materiais expandam uniformemente, ou seja, que as partículas com diâmetros d_1 e d_3 devem ter a mesma velocidade mínima de fluidificação, que as partículas com diâmetros d_2 e d_4 , conforme indicado na Figura 3.3.

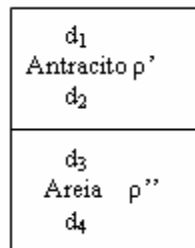


Figura 3.3 – Esquema da disposição granulométrica dos materiais de um meio filtrante de camada dupla - Arboleda, 1992

$$\frac{d_1}{d_3} = \frac{d_2}{d_4} = 1,038 \sqrt{\frac{\rho_s'' - \rho}{\rho_s' - \rho}}$$

d_1 e d_2 = tamanhos do menor e do maior grão do antracito, respectivamente (mm);

d_3 e d_4 = tamanhos do menor e do maior grão da areia, respectivamente (mm);

ρ' = massa específica do antracito;

ρ'' = massa específica da areia;

ρ = massa específica da água.

Alguns autores sugerem que ocorra certa mistura na interface das duas camadas (areia/antracito) para reduzir a tendência de formar uma camada impenetrável nesta região durante a filtração. Desta forma, a camada de interface é composta de areia e antracito e abaixo desta uma camada pura de areia de alguns centímetros (Cleasby, 1972). Para que haja adequada mistura na região de interface das camadas, deve-se observar a seguinte relação: $d_2 = 4$ a 6 vezes d_3 (Arboleda, 1992).

A lavagem inadequada dos filtros apresenta diversos problemas, como o aparecimento de bolas de lodo no interior do meio filtrante, menor volume da água produzido por carreira de filtração, água filtrada de pior qualidade e aumento de perda de carga no meio. Devido a

esses problemas, vários métodos de lavagem têm sido propostos, com o objetivo de permitir que as partículas depositadas nos grãos do meio filtrante sejam transferidas para a água e transportadas para fora do filtro. A lavagem pode ser feita somente com água ou com ar e água. Segundo Di Bernardo *et al.* (2003), a lavagem com ar seguida de água vem sendo empregada com sucesso em filtros de múltiplas camadas e tem se mostrado muito eficiente e econômica, com redução da quantidade de água de lavagem e conseqüente diminuição de tratamento e manutenção do meio granular em melhor estado.

As oscilações hidráulicas podem ocorrer rapidamente ou gradualmente durante o ciclo do filtro. Quando a taxa de filtração é subitamente elevada sobre o filtro sujo, o equilíbrio que existe entre as forças de aderência, que agarram os sólidos ao meio filtrante e as forças hidráulicas de cisalhamento, que desprende esses sólidos, é abalado, tendo como resultado uma descarga temporária dos sólidos no filtro no efluente do filtro (Cleasby,1990).

Cleasby *et al.* (1963, *apud* Amirtharajah, 1988) mostraram que elevações bruscas na taxa de filtração durante a filtração podem provocar significativa deterioração na qualidade do efluente. Em termos qualitativos, a degradação na qualidade do efluente pode ser correlacionada diretamente com a magnitude da taxa de filtração e inversamente com o tempo de duração da taxa imposta.

3.3 - *Cryptosporidium*

3.3.1 - Considerações gerais

Cryptosporidium são protozoários parasitas que causam gastroenterites em humanos e animais e são conhecidos por disseminar-se por meio da água contaminada. No mínimo seis espécies do gênero *Cryptosporidium* são identificadas. O *Cryptosporidium parvum* é a espécie predominantemente responsável pela doença em humanos e mamíferos domésticos, apresenta oocistos medindo de 4 a 6 µm de diâmetro (Current, 1987 *apud* Rose, 1990).

O *Cryptosporidium* é eliminado na forma de oocistos pelas fezes de homens e animais infectados, a transmissão é via oocistos resistentes ambientalmente excretados nas fezes do hospedeiro infectado. A transmissão pode ocorrer por meio do contato indivíduo-indivíduo

ou animal-indivíduo, ingestão de água e alimento contaminados, ou contato com superfícies ambientais contaminadas (Rose, 1990).

Os oocistos de *Cryptosporidium* são resistentes a variadas condições ambientais, podendo sobreviver por meses no ambiente aquático, e também são resistentes à desinfecção por cloro, nas dosagens normalmente utilizadas no tratamento de água. Segundo Smith e Rose (1998), os oocistos sobrevivem por longos períodos em ambientes úmidos, mas sua sobrevivência é ameaçada pela exposição à temperatura elevada, dessecação e valores extremos de pH.

A infecção causada pelo *Cryptosporidium parvum* ocorre no mundo todo em populações urbanas e rurais, e os surtos de veiculação hídrica têm sido associados ao consumo de água potável contaminada e ao contato com águas recreacionais contaminadas (Craun *et al.*, 1998)

Smith e Rose (1998) destacam alguns fatores que favorecem a transmissão de *Cryptosporidium* por veiculação hídrica, como:

- a) Grande número de oocistos excretados por hospedeiros infectados;
- b) Natureza resistente dos oocistos aumentam sua sobrevivência por longos períodos de tempo em ambientes favoráveis antes da ingestão por hospedeiros;
- c) A resistência ambiental dos oocistos permite-os sobreviver em alguns processos de tratamento de água;
- d) Oocistos são indiferentes aos desinfetantes comumente usados em tratamento de água;
- e) O tamanho reduzido dos oocistos auxilia sua penetração no meio filtrante;
- f) A baixa dose infectante, significando que poucos oocistos viáveis necessitam ser ingeridos para que a infecção esteja estabelecida em hospedeiros suscetíveis.

3.3.2 - Criptosporidiose

O *Cryptosporidium* causa uma doença de remissão espontânea em adultos sadios, mas extremamente grave em grupos vulneráveis, tais como crianças, idosos e imunodeprimidos, ou seja, pacientes transplantados, sob tratamento para certos tipos de câncer e principalmente aqueles portadores do vírus HIV, com o agravante de não se

conhecer tratamento efetivo (Hachich, 2000). Pessoas quando contaminadas podem apresentar sintomas como diarreia líquida, dores fortes no abdome, náuseas, vômitos e discreto aumento de temperatura do corpo (Fayer e Ungar, 1986 *apud* Rose, 1990).

A dose necessária para provocar a infecção em humanos não é conhecida, mas trabalhos sugerem que uma vez ingerido, um número baixo de oocistos é capaz de causar a doença (Rose, 1990). A USEPA tem recomendado um risco de infecção aceitável de 10^{-4} anuais, ou seja, uma infecção a cada 10.000 habitantes por ano. Hass *et al* (1996, *apud* Smith e Rose, 1998) avaliaram por meio de modelagem a mínima concentração de oocistos viáveis que poderia estar presente na água tratada para atender o nível de alerta sugerido pela USEPA, e encontraram valores igual ou inferior a 3×10^{-5} oocistos/L. Na Inglaterra foi estabelecido o número máximo permissível de oocistos de *Cryptosporidium* na água tratada de 10/100L, correspondendo a um risco anual de 10^{-1} (Mara, 2000 *apud* Bastos *et al.*, 2004). Hass e Rose (1995) analisaram vários estudos de casos de surtos de criptosporidiose e propuseram um “nível de alerta” (*action level*) de 10 a 30 ooc/100L para água tratada.

Pelo fato da transmissão da criptosporidiose acontecer pela rota fecal-oral, a contaminação é maior onde há baixos níveis de higiene pessoal, condições sanitárias precárias e em regiões de alta densidade demográfica. Em países subdesenvolvidos a prevalência de criptosporidiose tem notável, devido principalmente a falta de condições básicas de saneamento e tratamento ineficiente (Ungar, 1995 *apud* Muller, 1999).

Azevedo (2003, *apud* Heller *et al.*, 2004) realizou um estudo em favelas de Belo Horizonte, comparando três áreas com diferentes condições de saneamento segundo diversos indicadores de saúde de crianças entre um e cinco anos. Os resultados com relação à presença de *Cryptosporidium* e *Giardia* nas fezes revelaram elevadas prevalências nessa população, quando submetida a condições precárias de saneamento, inclusive sinalizando para um gradiente de risco em função dessas mesmas condições.

Smith e Rose (1998) relataram que ocorrem anualmente de 250 a 500 milhões de infecções causadas por *Cryptosporidium* na Ásia, África e América Latina. Na década de 1990, surtos de gastroenterite hídrica ocorreram em vários países. Um surto de repercussão mundial foi de Milwaukee, USA, em 1993, onde em torno de 403000 casos de

criptosporidiose foram registrados, resultando em diversas hospitalizações e algumas mortes.

No Brasil, inúmeros casos de criptosporidíase já foram descritos na literatura em várias cidades. Segundo dados do Estado de São Paulo, no período de 1980 a 2005 foram notificados 2511 casos de criptosporidíase em 134.723 casos de AIDS em indivíduos com mais de 13 anos (São Paulo, 2005).

3.3.3 - Ocorrência de *Cryptosporidium* em águas.

Os esgotos sanitários e as atividades agropecuárias constituem fatores inquestionáveis de contaminação das águas por oocistos de *Cryptosporidium* (States *et al.*, 1997). As fontes agropecuárias de contaminação de *Cryptosporidium* são importantes tanto quanto as águas residuárias de fonte humana (Smith e Rose, 1998).

Por ser a água o veículo mais importante na transmissão de oocistos de *Cryptosporidium*, em diversos países, vários estudos têm sido feitos sobre a ocorrência do protozoário em esgotos, águas superficiais, subterrâneas e tratadas. Os resultados têm confirmado a presença desses microrganismos nas águas, entretanto são mais comumente encontrados em águas superficiais pelo fato das mesmas serem mais vulneráveis à contaminação por descargas de esgoto e escoamento superficial.

Smith e Rose (1998) relatam que nos Estados Unidos, mais de 80% das águas superficiais de abastecimento e 26% da água potável foram indicadas por contaminação de *Cryptosporidium*, com densidades de oocistos na faixa de 0,001 a 484 oocistos por litros em águas superficiais e 0,005 a 0,017 oocistos /L em água potável.

No Brasil existem poucos dados sobre a ocorrência desse protozoário na água bruta e tratada, bem como a extensão de riscos a saúde. Alguns trabalhos realizados, conforme Tabela 3.1, tem demonstrado a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* em águas destinadas ao tratamento para consumo humano e em esgotos.

Os resultados apresentados na Tabela 3.4 mostram uma grande variação de valores e confirmam a presença de oocistos de *Cryptosporidium* nas fontes pesquisadas, servindo

dessa forma como alerta da existência do problema no Brasil. Além disso, indicam a necessidade de mais estudos para o conhecimento da real dimensão do problema, para que possam servir de fonte de dados e informações na elaboração de metas e ações mais práticas e eficazes que tenham como objetivo proteger a qualidade da água dos mananciais de abastecimento e como consequência a qualidade da água tratada para consumo humano.

Tabela 3.4 – Ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* em águas – Brasil

Pesquisa	Tipo de água/fonte	Local	Observações
Muller, 1999	Superficial	São Paulo	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> da ordem de 0-236 ooc/L para água bruta e 0 – 1,2 ooc/L para água tratada.
Gamba <i>et al.</i> , 2000	Subterrânea/ Poços	Itaquaquecetuba SP	Os resultados evidenciaram a presença de oocistos em duas fossas analisadas e em 8 poços dos 10 analisados.
Hachich <i>et al.</i> , 2000	Superficial	São Paulo	Ocorrência de cistos de <i>Giardia</i> e de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em 57% e 29% dos 28 mananciais estudados, respectivamente.
Franco <i>et al.</i> , 2001	Superficial/ Rio	Rio Atibaia Campinas - SP	Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e cistos de <i>Giardia</i> presentes ao longo do ano, embora sem um padrão de sazonalidade definido.
Cardoso <i>et al.</i> , 2003	Esgoto	Porto Alegre RS	Avaliação de efluentes de esgotos biologicamente tratados provenientes de 4 ETEs. A densidade média encontrada foi de 1042 oocistos/100L.
Berino e De Luca, 2003	Superficial/ Rio	Grande Porto Alegre - RS	Presença esporádica de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em todos os rios avaliados, com concentração de cistos e oocistos de 0 a 0,32/L.
Farias <i>et al.</i> , 2002	Esgoto e Água	São Paulo	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> da ordem de 80-912 ooc/L para esgoto bruto e 65 – 760 ooc/L para água do córrego contaminado por esgoto.
Heller <i>et al.</i> , 2004 e Bastos <i>et al.</i> , 2004	Superficial	Viçosa MG	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> da ordem de 2,0-510 ooc/L. As características de ocupação das bacias de captação ajudam a explicar esses resultados, são bacias desprotegidas, com fortes pressões de ocupação urbana e presença de intensas atividades agropecuárias.
Heller <i>et al.</i> , 2004	Esgoto	Bacia do Ribeirão Arrudas - BH/MG	Concentração de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> de 10 ² a 10 ⁴ ooc/L.

3.3.4 - *Cryptosporidium* no tratamento de água

Os oocistos de *Cryptosporidium* presente na água são formas vivas de microrganismos e se comportam como partículas, conseqüentemente a remoção e inativação nas estações de tratamento devem acontecer por meio de processos de remoção de sólidos e de desinfecção. A membrana espessa dos oocistos desses protozoários é extremamente resistente à ação dos desinfetantes, esta dificuldade à inativação química tem mostrado a relevância da remoção físico-química desses microrganismos. De acordo com Smith e Rose (1998), em estações de tratamento bem projetadas e operadas, os processos de coagulação, sedimentação e filtração podem remover 99% dos oocistos de *Cryptosporidium*.

Além de deficiências no processo de tratamento e na operação, outros fatores podem influenciar na qualidade da água tratada. Segundo LeChevallier e Norton (1995), variações sazonais ou elevações bruscas na densidade de protozoários na água bruta podem provocar igual resultado na água tratada, reforçando dessa forma a importância do monitoramento dos mananciais, ou seja, da água bruta, como instrumento de controle e vigilância da qualidade da água tratada. Vários estudos têm registrado a presença de *Cryptosporidium* em água tratada, submetidas a tratamentos distintos, em diferentes locais do mundo (Lechevallier e Norton, 1995; States *et al.*, 1997; Kramer *et al.*, 1996; Muller, 1999, Heller *et al.*, 2004).

Craun *et al.* (1998) realizaram uma revisão bibliográfica sobre a epidemiologia e as causas de 35 surtos envolvendo *Cryptosporidium* nos EUA, Canadá e Reino Unido. Os surtos foram associados a sistemas de águas superficiais filtradas e não filtradas e um número significativo a sistemas de águas subterrâneas. Em sua maioria, as fontes de contaminação foram identificadas e as deficiências no tratamento e operação foram documentadas, incluindo coagulação ineficiente, operação e monitoramento do processo de filtração inadequado e traspasse na filtração. A contaminação de sistemas de distribuição também foi identificada como responsável pelos surtos.

O surto de Milwaukee, EUA, ocorreu pelo consumo de água superficial de abastecimento que tinha recebido tratamento completo com coagulação, filtração e desinfecção. A contaminação da água provavelmente foi devida a efluentes de esgotos, resíduos da

agricultura ou efluentes de matadouro (Smith e Rose, 1998). De acordo com Mackenzie *et al.* (1994 *apud* Kramer *et al.*, 1996), o referido surto está associado à deterioração na qualidade de água bruta e o decréscimo da efetividade do processo de coagulação–filtração que permitiram um aumento na turbidez da água tratada e uma inadequada remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Com o objetivo de melhorar o controle de microrganismos patogênicos em águas de consumo humano, especialmente do protozoário *Cryptosporidium*, a USEPA (1998) estabeleceu por meio de legislação específica, dentre outras providências, adotar como meta de potabilidade o valor máximo desejável (VMD ou MLCG: *maximum contaminant level goal*) de zero para esse protozoário, definindo a remoção de 2 log de oocistos de *Cryptosporidium* para sistemas que utilizam processos de filtração rápida (ciclo completo ou filtração direta) e obtenção de efluente filtrado com valores de turbidez inferiores a 0,3 UT em 95% dos dados. Como já relatado no item 3.3, a USEPA, ao longo dos últimos anos, tem implementado novas recomendações na legislação referente ao tratamento microbiológico da água para consumo humano.

No Brasil, em decorrência da importância da remoção dos microrganismos patogênicos no tratamento de água o Ministério da Saúde publicou a Portaria 518/2004 com as seguintes recomendações: (i) a pesquisa de organismos patogênicos, dentre outros, de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* sp.; (ii) a inclusão de tratamento por filtração de toda água para consumo humano suprida por manancial superficial; (iii) a recomendação para filtração rápida de 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. Com essas recomendações fica evidente que a referida Portaria não tem determinação mandatória quanto aos níveis de protozoários na água tratada a serem buscados, mas sim uma recomendação no sentido de alcançar a meta de ausência dos protozoários na água tratada.

A presença de oocistos de *Cryptosporidium* em água tratada ressalta a necessidade do desenvolvimento de tecnologias de tratamento, ou aperfeiçoamento das existentes, controle rigoroso dos processos de tratamento de água e de constante monitoramento dos mananciais de abastecimento para atender a este novo objetivo de qualidade da água para consumo humano. É essencial que se tenha uma visão do contexto do problema em todo o

processo de abastecimento de água, desde o manancial de captação de água até o ponto de consumo, para propor e aplicar as mais seguras soluções. Segundo Heller (2004), a segurança quanto à ausência, ou presença em níveis seguros, dos oocistos de *Cryptosporidium* na água de consumo humano passa por uma visão sistêmica do processo, o que inclui os conceitos de barreiras múltiplas e de boas práticas no abastecimento de água, a metodologia de avaliação de riscos e a implementação dos planos de segurança da água, em consonância com o que prevê a Portaria 518/2004 e a terceira edição dos guias de qualidade da água para consumo humano.

Pesquisas empregando ou não a inoculação de oocistos de *Cryptosporidium*, em escala piloto e real, têm sido conduzidas para avaliar a remoção dos protozoários em processo de tratamento convencional e filtração direta. A Tabela 3.5 apresenta alguns destes trabalhos, cujos resultados mostram uma grande variação nas eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* que podem ser atribuídas a uma série de fatores como: concentrações de oocistos na água bruta, concentração de oocistos na água filtrada, condições experimentais e de operação, volume da amostra coletada, limites de detecção do método, confiabilidade do método de detecção, perdas ao longo do processo de tratamento e outros. Alguns desses trabalhos são discutidos com maiores detalhes nos itens 3.4.4.2 e 5.2.10.

Alguns pesquisadores preocupados com a representatividade das perdas, que ocorrem ao longo de todo o processo de tratamento, nos resultados de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* procuraram quantificá-las. As perdas podem ocorrer por meio de contato e aderência às paredes da coluna de filtração, aos tubos e bombas; pela coleta; pela análise de detecção e também por possível desintegração dos oocistos. Dugan *et al.* (2001) e Huck *et al.* (2001 *apud* Huck *et al.*, 2002b) examinaram a remoção (perda) dos oocistos por aderência nos tanques de floculação e sedimentação, paredes e meio filtrante e verificaram que a aderência dos microrganismos nas superfícies da estação piloto não representa uma fração significativa da remoção observada durante todo o processo de tratamento. Entretanto, outros pesquisadores observaram valores mais significativos; Ongerth e Pecoraro (1995) encontraram em experimentos realizados em escala piloto por filtração direta com floculação o valor médio de 0,21 log, representando 40% para as perdas entre o ponto de inoculação e a entrada do filtro, e atribuíram parte das perdas a possível desintegração dos microrganismos. States *et al.* (2002) constataram perdas mais elevada, com valor médio de 1,5 log, para estudo em escala piloto com tratamento completo.

Tabela 3.5 - Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio de tratamento convencional e filtração direta

Pesquisa	Tipo de Tratamento/ Escala	Remoção Log	Concentração Inoculada (N°/L)	Taxa de Filtração (m ³ /m ² . d)	Coagulante	Meio Filtrante	Conclusões e Observações
Nieminski e Ongerth, 1995	Convencional/ Piloto	1,9 – 4,0	10 ⁴	338	Sulfato de alumínio, e polímeros	Antracito (61 cm) e areia (51 cm)	Consistentes eficiências de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e de cistos de <i>Giardia</i> , quando o tratamento produziu água de baixa turbidez (0,1–0,2 UT). Em escala piloto os dois tipos de tratamentos não apresentaram diferenças significativas nas eficiências de remoção, porém em escala real os resultados não puderam ser comparados devido às diferenças na qualidade da água durante os períodos de operação. Dessa forma, as eficiências de remoção podem ter sido mais influenciadas pela qualidade da água e desempenho do tratamento do que pelo tipo de tratamento.
	Filtração direta/ Piloto	1,3 – 3,8					
	Convencional/ Real	1,9 – 2,8	10 ⁷	282	PAC e polímeros		
	Filtração direta/ Real	2,6 – 2,9					
Ongerth e Pecoraro, 1995	Filtração direta	2,7 – 3,1	10 ³ (valor calculado) e 391 a 3293 (valor medido)	286 a 307	Sulfato de alumínio	Antracito (45,7 cm) Areia (22 cm) Granada (14,7)	A filtração direta em meio granular produziu remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> semelhantes aos de cistos de <i>Giardia</i> em condições ótimas de coagulação. Em condições de subdosagem a remoção foi inferior (1,5 log).
Patania <i>et al.</i> , 1995 <i>apud</i> Emelko <i>et al.</i> 2005	Convencional/ piloto	0,2 – 3,1	10 ³ - 10 ⁴	173 - 354	-	GAC/ areia	O pré-tratamento químico foi essencial para a remoção dos oocistos, o meio filtrante, auxiliar de filtração e taxa de filtração foram menos importantes. Durante o amadurecimento a remoção de cistos/oocistos foi de 0,5 a 1 log.
		0,4 – 1,1				Antracito/ areia	
	Filtração direta/piloto	2,3 – 3,7		467		Antracito/ areia	
	Convencional/ piloto	2,2 – 4,7		121		Areia	

Legenda: PAC - Policloreto de alumínio; GAC - Carvão ativo granular

Tabela 3.5 – (continuação) - Remoção de *Cryptosporidium* por meio de tratamento convencional e filtração direta

Pesquisa	Tipo de Tratamento/ Escala	Remoção Log	Concentração Inoculada (N°/L)	Taxa de Filtração (m ³ /m ² . d)	Coagulante	Meio Filtrante	Conclusões e Observações
Swertfeger <i>et al.</i> , 1999	Filtração /Piloto (verão)	1,8 -3,3		150	Sulfato de alumínio, Polímero catiônico (ETA)	Areia (75 cm)	Avaliação da remoção de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> por filtração, utilizando água sedimentada em ETA convencional e sulfato férrico como auxiliar de filtração, com o objetivo de avaliar diferentes meios filtrantes na remoção dos mesmos. As diferentes configurações de meio usadas no estudo demonstraram capacidade similar de remoção. A aplicação de sulfato férrico na água sedimentada após a inoculação dos microrganismos indicou um auxílio eficiente na remoção dos patógenos.
		1,6 - 3,4		300		Antracito/ Areia (90/30 cm)	
		3,4 - 4,2		300		Antracito Areia (150/30 cm)	
	Filtração/ Piloto (inverno)	2,5 - 3,0		150	Sulfato férrico (auxiliar de filtração - instalação piloto)	Areia (75 cm)	
		3,1 - 3,2		300	Antracito/ Areia (90/30 cm)		
		2,9 - 4,0		300	Antracito/ Areia (150/30 cm)		
Dugan <i>et al.</i> , 2001	Convencional/ Piloto	Subdosagem Sedimentação (0,20) Filtração (1,5) Dosagem ótima Sedimentação (1,3) Filtração (3,7)	10 ⁶	120 e 240	Sulfato de alumínio, cloreto férrico e polímero	Antracito/ Areia (51/25 cm) e Areia (76 cm)	Avaliação dos efeitos do tipo de coagulante, dose de coagulante, qualidade da água bruta, taxas de filtração e meio filtrante na remoção dos oocistos de <i>Cryptosporidium</i> . A subdosagem resultou em baixa remoção, os meios filtrantes apresentaram remoções semelhantes e para taxa maior houve um decréscimo de 1 log na remoção.

Tabela 3.5 – (continuação) - Remoção de *Cryptosporidium* por meio de tratamento convencional e filtração direta

Pesquisa	Tipo de Tratamento/ Escala	Remoção Log	Concentração Inoculada (Nº/L)	Taxa de Filtração (m ³ /m ² . d)	Coagulante	Meio Filtrante	Conclusões e Observações
Huck <i>et al.</i> , 2002b	Convencional /Piloto (Ottawa)	Média 5,5 ±0,4	10 ⁵ - 10 ⁶	≈ 233	Sulfato de alumínio e sílica ativada	Antracito/ Areia (≈ 46/28 cm)	Avaliação da remoção dos oocistos de <i>Cryptosporidium</i> em períodos não regulares de operação do filtro (amadurecimento, traspasse ou fim de carreira e nas oscilações hidráulicas), em duas estações piloto com diferentes regimes de coagulação (alta e baixa dosagem). Os resultados mostraram que a coagulação é fundamental na remoção dos oocistos, no período de amadurecimento a remoção dos oocistos foi de 0,5 a 1 log mesmo com turbidez < 0,3 UT, e também que no final de carreira ou próximo do traspasse houve uma redução na remoção dos oocistos.
	Convencional /Piloto (MWDSC)	Média 3,0 ± 0,7			Sulfato de alumínio e polímero catiônico	Antracito/ Areia (≈50/20 cm)	
States <i>et al.</i> , 2002	Convencional /Piloto	3,9 (sulfato de alumínio), 4,6 (cloreto férrico) e 4,4 (PAC)	2,8 x 10 ⁴	60	Sulfato de alumínio, cloreto férrico e cloreto de polialumínio	Antracito/ Areia (≈46/30 cm)	Avaliação da influência da redução do valor do pH de coagulação como parte da aproximação da coagulação melhorada na remoção de <i>Cryptosporidium</i> . A eficiência da remoção dos oocistos em tais condições mostrou-se similar para os três coagulantes aplicados, e não foi influenciada pelas condições mais baixas dos valores de pH de coagulação. Para o sulfato de alumínio em valor de pH baixo (5,0) os resultados foram questionáveis.

Legenda: MWDSC - Metropolitan Water District of Southern Califórnia

Tabela 3.5 – (continuação) - Remoção de *Cryptosporidium* por meio de tratamento convencional e filtração direta

Pesquisa	Tipo de Tratamento/ Escala	Remoção Log	Concentração Inoculada' (N°/L)	Taxa de Filtração (m ³ /m ² . d)	Coagulante	Meio Filtrante	Conclusões e Observações
Emelko, <i>et al.</i> , 2003	Convencional /Piloto	4,7 a 5,8	6,5 x 10 ⁵	≈ 158	Sulfato de alumínio e sílica ativada	Antracito/ Areia (≈46/28 cm)	Avaliação da remoção de <i>Cryptosporidium</i> viáveis e inativados por meio de filtros de significativa na remoção (≈ 3 log) dos oocistos no final de carreira em relação à operação regular, mesmo com turbidez < 0,1 UT. Para o início e final do traspasse ocorreu remoção de 2,1 log e 1,4 log mesmo quando atendia a condição de turbidez menor 0,3.
Heller <i>et al.</i> , 2004 e Bastos <i>et al.</i> , 2004	Convencional Descendente/ Real	1 a 4	Sem inoculação	-	-	-	Avaliação da água bruta e efluentes de água filtrada de três ETAs. A estação que apresentou pior eficiência na remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> teve seu desempenho atribuído a problemas operacionais (deterioração do meio filtrante e obsolescência de alguns equipamentos). Enquanto que a ETA que tratava a água de pior qualidade apresentou melhor eficiência com remoção total de protozoários, isto pode estar associada ao fato de ser uma estação nova, melhor equipada e controlada.
	Convencional Ascendente/ Real						
Fagundes, 2006	Filtração direta/ Piloto	0,5 a 2,0	10 ² a 10 ³	210 e 105	Sulfato de alumínio	Areia uniforme (110 c m)	Avaliação da influência de alguns parâmetros operacionais na remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> . No período de amadurecimento e na condição de subdosagem obteve valores inferiores nas eficiências de remoção, e para super-dosagem discretas elevações. Dos parâmetros avaliados a condição de subdosagem foi a que mais influenciou na remoção dos oocistos.

3.3.4.1 - Efeitos da coagulação na remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*

Segundo Tobiasson e O'Melia (1988), um adequado pré-tratamento químico durante a coagulação e floculação é fundamental para manter uma boa remoção das partículas durante a filtração. A eficiência da coagulação é influenciada por vários fatores, como pH, turbidez, alcalinidade, dosagem de coagulante, intensidade de mistura, características das partículas a serem removidas. O fato dos oocistos não serem uma partícula inorgânica, mas sim uma partícula viva, com características próprias, tem sido alvo de várias pesquisas com o objetivo de verificar o seu comportamento e a influência de tais singularidades no processo de coagulação.

Alguns autores (Ongerth e Pecoraro, 1996; Drozd e Schwartzbrod, 1996; Brush *et al.*, 1998) estudaram as propriedades eletrocinéticas dos oocistos de *Cryptosporidium* sob várias condições e verificaram que eles são carregados negativamente.

Ongerth e Pecoraro (1996) avaliaram as características das cargas dos oocistos de *Cryptosporidium*, com o objetivo de conhecer o seu comportamento no processo de tratamento convencional e verificaram por meio das medições da mobilidade eletrosmética e cálculos do potencial zeta que os oocistos de *Cryptosporidium* são fortemente carregados negativamente em pH neutro. Dessa forma, no processo de tratamento, espera-se que os oocistos de *Cryptosporidium* apresentem um comportamento similar às partículas naturais típicas encontradas nas águas superficiais brutas.

A carga superficial da maioria das partículas em águas superficiais e pH neutro é negativa, com o potencial zeta na faixa de -15 mV a -30 mV. No estudo de Ongerth e Pecoraro (1996) foi encontrado valor do potencial zeta de aproximadamente -35 mV para os oocistos de *Cryptosporidium* em pH 7,0 e de zero para pH de 4 a 4,5. Esses resultados foram comparáveis aos obtidos por Drozd e Schwartzbrod (1996) que observaram um leve acréscimo na carga superficial dos oocistos associado ao abaixamento do pH, partindo de -35 mV para pH alcalino e alcançando 0 mV para pH ácido (2,5).

Segundo Ongerth e Pecoraro (1996), o potencial zeta dos oocistos de *Cryptosporidium* é afetado pela inativação química. Os autores observaram que os oocistos inativados química

ou fisicamente apresentam carga superficial (descritas pelo potencial zeta) com diferentes características, comparadas aos dos oocistos vivos. Entretanto, durante o tratamento, o potencial zeta dos oocistos pode ser afetado por vários outros fatores como a qualidade da água, tipo de coagulante, dosagem e pH, além da inativação química antes do tratamento. De acordo com Emelko (2003), diferenças no potencial zeta dos oocistos devido à inativação antes da coagulação, não devem impactar a coagulação química, porque a área superficial dos oocistos é essencialmente menor em relação à área das outras partículas presentes na água.

Bustamante *et al.* (2001) estudaram a interação entre os oocistos de *Cryptosporidium* e os coagulantes aplicados no tratamento de água. E verificaram que o potencial zeta dos oocistos não foi afetado pela adição de cloreto férrico em todos os valores de pH (3 a 10) estudados. A rápida precipitação dos íons de ferro neste intervalo de pH pode contribuir para a deficiência da adsorção específica de uma ou outra espécie férrica hidrolisada ou partículas iniciais de hidróxido férrico sobre os oocistos.

Os mesmos autores observaram também que quando era usado o sulfato de alumínio como coagulante ocorria uma reversão das cargas dos oocistos, a qual sugere que o estágio inicial no processo de coagulação foi realizado pela formação de flocos pelo processo de adsorção das espécies hidrolisadas de alumínio. O potencial zeta dos oocistos na presença de alumínio foi similar àquele de flocos de alumínio sozinhos, indicando que, provavelmente, a superfície dos oocistos foi coberta com espécies hidrolisadas de alumínio as quais podem ter sido quimioadsorvidas nos oocistos.

A influência da condição de subdosagem de coagulante na remoção de oocistos *Cryptosporidium* foi avaliada em algumas pesquisas (Ongerth e Percoraro, 1995; Dugan *et al.*, 2001; Huck *et al.*, 2002b), cujos resultados indicaram reduções nas eficiências de remoção dos oocistos na filtração. Os resultados obtidos por Huck *et al.* (2002b) mostraram que, mesmo em efluentes com valores de turbidez inferior a 0,3 UT, ocorreu uma substancial redução na eficiência de remoção em condições de subdosagem.

Como já mencionado, a “coagulação melhorada” é uma técnica que tem se mostrando eficiente na remoção de matéria orgânica natural, e conseqüentemente, dos precursores dos SPDs (subprodutos de desinfecção). Entretanto, existem incertezas e questionamentos com

respeito a seu efeito em outros aspectos do tratamento de água, tais como a remoção das partículas e patógenos. States *et al.* (2002) investigaram o efeito do decréscimo do pH de coagulação como parte da aproximação da coagulação melhorada sobre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, com coagulantes comumente utilizados. A remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, nas condições experimentadas, parece não ter sido influenciado pelo uso da “coagulação melhorada”. A eficiência da remoção dos oocistos mostrou-se similar para o cloreto férrico, cloreto de polialumínio e sulfato de alumínio. Entretanto, os resultados de remoção dos oocistos pelo sulfato de alumínio em pH 5,0 foram questionáveis, sugerindo, por parte dos autores, maiores investigações.

Carlson *et al.* (2000) avaliaram os efeitos secundários da “coagulação melhorada” e verificaram que variações nas condições da coagulação podem diminuir a densidade e aumentar a fragilidade do floco e, em condições de baixo pH e altas dosagens, pode ocorrer também a reestabilização das partículas, afetando desfavoravelmente a remoção de partículas e patógenos.

3.3.4.2 - Filtração na remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*

Embora se saiba que a filtração da água é capaz de promover algum nível de remoção de oocistos, são vários os questionamentos que se colocam: qual a eficiência de remoção esperada; quais são as condições ótimas de operação para encontrar a remoção ótima; quais são as variáveis e parâmetros que devem ser monitorados para garantir um tratamento confiável (Smith e Rose, 1998).

De acordo com Emelko *et al.* (2005) os oocistos de *Cryptosporidium* podem ser considerados como partículas, então a sua remoção por filtração envolve os mecanismos de remoção das partículas (transporte, aderência e desprendimento). E que as condições de pré-tratamento (coagulação) e as condições de filtração (oscilações hidráulicas, amadurecimento, traspasse, meio filtrante, lavagem dos filtros) também devem influenciar a remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*.

A etapa inicial do processo de filtração ou amadurecimento tem sido considerada um período vulnerável devido à passagem de partículas em decorrência da água de lavagem e

também pela dificuldade de aderência das partículas aos grãos coletores, fatores esses que podem afetar e favorecer a passagem de patógenos pelo filtro. Alguns estudos em escala piloto (Swaim *et al.*, 1996; Hall *et al.*, 1995 e Patania *et al.*, 1995 *apud* Huck *et al.*, 2002b) têm indicado que durante o período de amadurecimento do filtro a remoção de oocistos diminui para 0,5 a 1,0 log.

Os dados obtidos por Huck *et al.* (2002b) para o período de amadurecimento, sugerem que ocorre um aumento, de mínimo a moderado, na passagem de oocistos pelos filtros, simultaneamente com uma elevada turbidez e contagem de partículas no efluente. Os autores ressaltam o fato de que os experimentos foram projetados para avaliar a passagem de oocistos presentes no afluente ao filtro durante o amadurecimento, não a passagem dos oocistos que podem estar presentes na água de lavagem remanescente.

A lavagem dos filtros é uma etapa relevante na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Conforme Amirtharajah e Wetstein (1980), a limpeza do meio filtrante é de fundamental importância para as carreiras subsequentes, um meio filtrante indevidamente limpo pode levar a um efluente de qualidade inferior durante a fase inicial da filtração e um potencial para a liberação de patógenos durante a filtração. As elevadas concentrações de oocistos detectadas em águas de lavagem de filtros rápidos induzem a concluir que estes foram removidos nos filtros e demonstram o importante papel da unidade de filtração na remoção de oocistos presentes na água bruta (States *et al.*, 1995; Smith e Rose, 1998), mas, ao mesmo tempo, sugere-se que a prática de reciclar água de lavagem do filtro sem tratamento pode-se constituir em uma fonte significativa de parasitas, especialmente oocistos de *Cryptosporidium*, à estação de tratamento.

O traspasse é outro período crítico na carreira de filtração. Patania *et al.* (1995, *apud* Emelko, 2005) investigaram a passagem de cistos de *Giardia* por meio dos filtros durante o traspasse quando a turbidez aumentava de 0,1 para 0,2 UT ou mais, e encontraram valor de remoção de *Giardia* de aproximadamente 0,5 log menor durante o traspasse em relação ao período de operação regular do filtro. Estes dados sugerem um esperado acréscimo na passagem de oocistos de *Cryptosporidium* durante o traspasse, especialmente em efluentes de filtro com turbidez maior que 0,2 UT.

Outros estudos (Huck *et al.*, 2002b; Emelko *et al.*, 2003), por sua vez, demonstraram considerável deterioração na remoção de *Cryptosporidium* durante o traspasse, com redução de 3 log em relação ao período de operação regular, acompanhado de um aumento da turbidez, porém com valores inferiores a 0,3 UT. Emelko *et al.* (2003) verificaram redução na remoção de oocistos para efluente de filtro com turbidez inferior a 0,15 UT, sugerindo dessa forma que o final de carreira do filtro é particularmente um período vulnerável. Huck *et al.* (2002b) confirmaram essas observações e também verificaram a redução nos estágios iniciais do traspasse quando as contagens de partícula do efluente do filtro tinham apenas começado a aumentar e a turbidez nem sempre tinha aumentado.

Ainda no mesmo estudo, no período de traspasse, Emelko *et al.* (2003) encontraram altas concentrações de *Cryptosporidium parvum* e microesferas no efluente logo após 15 minutos de semeadura dos mesmos. Sugerindo, dessa forma, que a passagem de oocistos pelo meio filtrante durante os períodos de final de carreira, início do traspasse e final do traspasse é basicamente função do mecanismo de não aderência, mais do que o mecanismo de desprendimento.

3.3.4.3 - Inativação pela desinfecção

No tratamento de água, a etapa de desinfecção tem como objetivo a inativação dos microrganismos patogênicos, realizada por meio de agentes físicos e/ou químicos. O *Cryptosporidium* apresenta-se na natureza na forma de oocistos, com uma membrana espessa extremamente resistente à ação dos desinfetantes. Essa resistência varia com o tipo de desinfetante e com as condições em que a desinfecção é realizada (tempo de contato, dosagem, pH, temperatura).

Os oocistos são significativamente resistentes à ação do cloro, cujo mecanismo predominante de inativação consiste na ruptura da parede celular do microorganismo. O cloro tem pouco impacto sobre a viabilidade dos oocistos de *Cryptosporidium*, quando usado nas doses relativamente baixas aplicadas em tratamento de água. Gyürék *et al.* (1996, *apud* USEPA, 1999a), observaram que praticamente não houve inativação quando os oocistos foram expostos a concentrações de cloro livre na faixa de 5 a 80 mg/L em pH 8, temperatura de 22 °C e tempo de contato de 48 a 245 minutos.

Os protozoários são muito mais resistentes a qualquer desinfetante químico que bactérias e vírus, exigindo, portanto, quando se utilizam os processos de desinfecção, valores de CT (produto entre a concentração e o tempo de contato) muito mais elevados. A Tabela 3.6 apresenta os valores de CT (produto da concentração do agente desinfetante aplicado em mg/L e do tempo de contato em minutos) de diferentes desinfetantes para inativação de oocistos de *Cryptosporidium parvum*.

Tabela 3.6 – Valores de CxT (mg.min/L) para inativação de microrganismos - Di Bernardo e Dantas (2005b).

Microorganismo	Cloro livre	Cloramina (pH de 8 a 9)	Dióxido de cloro (pH de 6 a 7)	Ozônio (pH de 6 a 7)
<i>E. coli</i>	0,034 a 0,05	95 a 180	0,4 a 0,75	0,02
Poliovírus 1	1,1 a 2,5	768 a 3740	0,2 a 6,7	0,1 a 0,2
<i>Rotavírus</i>	0,01 a 0,05	3806 a 6476	0,2 a 2,1	0,006 a 0,06
Cisto de <i>Giardia lamblia</i>	47 a 150	2200 ^a	26 ^a	0,5 a 0,6
Cisto de <i>Giardia muris</i>	30 a 630	1400	7,2 a 18,5	1,8 a 2,0
Oocisto de <i>Cryptosporidium parvum</i>	7200 ^b	7200 ^c	78 ^d	5 a 10 ^e

a) inativação de 99,9%; b) inativação de 99% e temperatura de 25 °C; c) inativação de 90% e temperatura de 25 °C; d) inativação de 90% e temperatura de 25 °C; e) inativação de 99% e temperatura de 25 °C

O ozônio, devido à sua elevada eficiência germicida, vem sendo usado em sistemas de tratamento de água. Vários grupos de pesquisa têm investigado a eficiência do ozônio na inativação de oocistos de *Cryptosporidium*. Valores de CT compreendidos entre 3,9 e 10 mg.min/L têm sido relatados para inativação de 99% de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, para água com temperatura entre 7 e 25 °C. A larga faixa de valores de CT que tem sido relatada para um mesmo nível de inativação, é atribuída aos diferentes métodos utilizados de medição de oocistos de *Cryptosporidium*, ao pH, a temperatura, e, sobretudo das condições de ozonização (USEPA, 1999a).

O dióxido de cloro no tratamento de água apresenta várias vantagens sobre o cloro e outros desinfetantes. É um oxidante e desinfetante forte e seus mecanismos de desinfecção parecem variar para os diferentes tipos de microrganismos. Korich *et al.* (1990, *apud* USEPA, 1999a), encontraram valores de CT de 60 a 80 mg.min/L necessários para obter de 1 a 1,5 log de inativação de oocistos de *Cryptosporidium*.

A radiação ultravioleta, ao contrário da maioria dos desinfetantes alternativos, é um processo físico que requer um tempo de contato na ordem de segundos para realizar a inativação dos patógenos. Pelo fato de não produzir residual, quando usado como desinfetante primário é necessário utilizar um desinfetante secundário para manter a qualidade da água no sistema de distribuição.

Estudos têm demonstrado que a radiação ultravioleta é capaz de inativar protozoários, entretanto, resultados indicam que estes organismos requerem doses muito mais elevadas do que as necessárias para inativar outros patógenos. Segundo Campbell *et al.* (1995), a redução de 2 a 3 log na viabilidade dos oocistos de *Cryptosporidium parvum* foi encontrada usando sistema de lâmpadas ultravioleta de baixa pressão com uma intensidade mínima de 14,58 mW/cm³ e o tempo de exposição de 10 minutos (dose da radiação ultravioleta de 8748 mWs/cm²).

O uso de diferentes desinfetantes, seqüencial ou simultaneamente, tem sido adotado em muitas situações, especialmente quando a água a ser desinfetada apresenta microrganismos patogênicos. Estudos têm demonstrado que a aplicação seqüencial de diferentes desinfetantes (oxidantes) é mais eficiente que os efeitos de cada um deles individualmente. Esse método, no qual dois ou mais desinfetantes (oxidantes) são aplicados em seqüência, é denominado desinfecção interativa (USEPA, 1999a).

Para a inativação de oocistos de *Cryptosporidium* são indicadas as seguintes combinações de desinfecção interativa: cloro livre/monocloramina; dióxido de cloro/monocloramina; dióxido de cloro/cloro livre; ozônio/cloro livre; ozônio/dióxido de cloro; ozônio/monocloramina (Tabela 3.7).

Tabela 3.7 – Inativação de *Cryptosporidium parvum* por desinfecção interativa - Adaptado de USEPA, 1999a

Desinfetantes	Dose mg/L	Tempo (min)	Nível de inativação para pH 8,0 (unidades log)
Ozônio/dióxido de cloro	0,9/1,3	4/120	3,6
Dióxido de cloro/cloro livre	1,3/2,0	120/120	3,0
Dióxido de cloro/monocloramina	1,3/2,8	120/180	2,8

Considerando as eficiências usuais esperadas de sistemas de filtração, é de se supor que, mesmo em sistemas otimizados, o incremento da concentração de protozoários na água bruta delegue à desinfecção, ainda, uma boa parte da responsabilidade pela prevenção dos riscos de saúde, em que pese a reconhecida limitação da cloração na inativação de cistos e oocistos, principalmente de oocistos (Heller *et al.*, 2004).

3.3.5 - Indicadores para remoção de oocisto de *Cryptosporidium*

As dificuldades e falta de medidas em tempo real dos patógenos ao longo do processo de tratamento da água impedem que as ações imediatas possam ser tomadas frente às mudanças na qualidade de água da fonte e fornecer uma otimização no tratamento. Devido à ausência de métodos analíticos rápidos, seguros e de baixo custo para detecção dos patógenos, vários e diferentes tipos de indicadores para estes patógenos têm sido avaliados.

A relação entre a ocorrência de patógenos e indicadores torna-se muitas vezes difícil de ser demonstrada devido às concentrações desses microrganismos na água bruta e as limitações dos métodos de detecção. Parâmetros como turbidez, contagem de partículas, contagem de bactérias heterotróficas, micro-esferas, endosporos e coliformes têm sido investigados como potenciais indicadores da eficiência da remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*.

A legislação americana determina que a turbidez da água filtrada seja inferior a 0,3 UT em 95% do tempo (USEPA, 1998). Entretanto a legislação brasileira, Portaria 518/2004, que estabelece o padrão de potabilidade de água para consumo humano, determina que o padrão de turbidez para água filtrada em ETAs com filtração rápida seja inferior a 1,0 UT, e recomenda enfaticamente o estabelecimento da meta de obtenção de efluente filtrado com valores de turbidez inferiores a 0,5 UT em 95% dos dados mensais, exige ainda que nenhum valor seja superior a 5 UT. Devido ao fato de que no Brasil existem poucos dados sobre a presença de oocistos de *Cryptosporidium* em águas superficiais, subterrâneas e tratadas, essa recomendação torna-se uma determinação pragmática, que tem o sentido de precaução e não a convicção de que 0,5 UT é um valor de turbidez que garanta a remoção de patógenos.

Algumas pesquisas (States *et al.*, 1997; Aboytes *et al.*, 2004) têm mostrado que mesmo com valores de turbidez menores que 0,1 UT, tem ocorrido passagem de oocistos de

Cryptosporidium no tratamento de água. Aoytes *et al.* (2004) monitoraram 82 estações de tratamento de águas superficiais para avaliar a presença de oocistos de *Cryptosporidium* na água tratada, e detectaram a presença dos mesmos em 22 das estações monitoradas. Mais de 70% das amostras positivas ocorreram em amostras de água filtrada com turbidez menor que 0,1 UT, e 20% das amostras positivas em águas com turbidez menor que 0,05 UT. Embora a produção de efluente de baixa turbidez auxilie na redução da passagem dos oocistos no processo do tratamento, os resultados deste estudo demonstraram que nem sempre isso acontece e também levaram a concluir que em quase todas as estações de tratamento convencionais existe o risco de passagem de oocistos, indicando, dessa forma, a necessidade de barreiras adicionais no tratamento.

Vários estudos em escala piloto e real, resumidos na Tabela 3.8, têm demonstrado que a contagem de partículas e a turbidez avaliam a eficiência do processo de tratamento como um todo, mas não auxiliam adequadamente na avaliação da passagem de *Cryptosporidium* pelos vários estágios no processo de tratamento de água. Embora altos níveis de turbidez ou contagem de partículas sugerirem um grande potencial para passagem de oocistos no sistema de tratamento, baixos níveis de turbidez e contagem de partículas não garantem uma remoção eficiente de oocistos. De um modo geral, observa-se que tanto a turbidez como a contagem de partículas não são considerados indicadores confiáveis quanto à remoção dos cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*.

Devido a uma série de fatores agregados à turbidez, como a facilidade e simplicidade na sua determinação, custo relativamente baixo dos equipamentos de medição desse parâmetro, importância na avaliação da qualidade sanitária das águas, associados às dificuldades e custos no método de detecção de *Cryptosporidium*. Pode-se dizer que na maioria das ETAs do Brasil a turbidez é um indicador importante da eficiência da operação e conseqüentemente da qualidade da água, mesmo não sendo considerado um indicador extremamente confiável para avaliação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Ressalta-se que embora a baixa turbidez não garanta a remoção eficiente de oocistos de *Cryptosporidium*, a turbidez elevada significa um risco muito maior. A maioria dos casos de surtos de criptosporidiose nos EUA esteve acompanhada de picos de turbidez na água filtrada (Solo-Gabriele e Neumeister, 1996 *apud* Bastos *et.al*, 2005).

Tabela 3.8 – Potenciais Indicadores para remoção de oocistos de *Cryptosporidium*

Pesquisa	Parâmetro	Observações e conclusões
LeChevallier e Norton, 1992	Turbidez e contagem de partículas	Avaliação das concentrações de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , turbidez e partículas em amostras de águas brutas e tratadas, nos EUA e Canadá. A turbidez e a contagem das partículas se mostraram indicadores do processo de tratamento como um todo e não da remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> .
Chauret <i>et al.</i> , 1995	Coliformes totais e fecais, estreptococos fecais, colifagos, <i>Clostridium perfringens</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> e <i>Aeromonas</i> sp.	As correlações entre as concentrações de protozoários e os potenciais indicadores da qualidade da água, em águas superficiais brutas e tratadas, mostraram que os indicadores analisados podem variar de um sistema aquático para outro, ou de um local para outro no mesmo sistema. Nenhum dos microrganismos examinados mostrou ser um indicador confiável da presença de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e cistos de <i>Giardia</i> .
Nieminski e Ongerth, 1995	Turbidez, contagem de partículas e contagem de bactérias heterotróficas	A contagem de partículas foi um indicador seguro da remoção de cistos e oocistos, entretanto, foi observada uma baixa correlação entre remoção de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e a remoção de turbidez, indicando que a turbidez pode servir de um indicador aproximado da eficiência do tratamento para remoção dos mesmos. A eficiência de remoção de bactérias heterotróficas mostrou que as mesmas não são um indicador para remoção dos referidos microrganismos.
Swertfeger <i>et al.</i> , 1999	Turbidez, contagem de partículas, <i>Bacillus</i> e microesferas.	Microesferas e <i>Bacillus</i> apresentaram remoções mais similares à remoção de cistos de <i>Giardia</i> e oocistos de <i>Cryptosporidium</i> do que a remoção de turbidez e de partículas.
Nieminski <i>et al.</i> , 2000	Turbidez, partículas, coliformes totais e fecais, esporos aeróbios, colifagos, <i>Clostridium perfringens</i>	Avaliação de 23 estações de tratamento de água superficial e 1 abastecimento sem filtração, nenhum indicador foi identificado devido ao limite analítico e a baixa ocorrência dos patógenos na água bruta. Entretanto, concluíram que os esporos aeróbios e a contagem de partículas podem ser usados para avaliar a eficiência do tratamento.
Dugan <i>et al.</i> , 2001	Turbidez, contagem de partículas e esporos de bacilos	Em condições adequadas de pré-tratamento, a remoção da turbidez, das partículas e dos esporos de bacilos mostraram ser indicadores conservativos da remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> .
Akiba <i>et al.</i> , 2002	Algas: <i>Microcystis viridis</i> , <i>Microcystis aeruginosa</i> e <i>Selenastrum capricornutum</i>	A espécie <i>S. capricornutum</i> apresentou remoção e características de coagulação e filtração semelhantes a dos oocistos de <i>Cryptosporidium</i> , mostrando ser um indicador apropriado para remoção de oocistos de <i>C. parvum</i> no processo de filtração direta.

Tabela 3.8 (continuação) – Potenciais Indicadores para remoção de oocistos de *Cryptosporidium*

Pesquisa	Parâmetro	Observações e conclusões
Huck <i>et al.</i> , 2002a	Turbidez, contagem de partículas	Avaliaram a relação entre a remoção dos oocistos de <i>Cryptosporidium</i> e a turbidez e a contagem de partículas, em diferentes fases da filtração (amadurecimento, período regular, traspasse) e sob condições de coagulação com subdosagem. A contagem de partículas mostrou ser uma ferramenta mais promissora que a turbidez para monitor a eficiência do filtro em tempo real.
States <i>et al.</i> , 2002	Turbidez, contagem de partículas	Valores elevados de turbidez e/ou contagem de partículas no efluente indicam um grande potencial para passagem de oocistos, e baixo nível de turbidez e/ou contagem de partículas não assegura garantia absoluta de boa remoção de oocistos.
Emelko, <i>et al.</i> , 2003	Turbidez, contagem de partículas e micro esferas	A remoção de micro esferas foi comparável à remoção de <i>Cryptosporidium</i> nos períodos mais críticos (início do traspasse e final do traspasse) e levemente menor no período de operação estável. Sugerindo, dessa forma, ser um indicador conservativo e que pode ser usado para investigação de <i>C. parvum</i> em avaliação de processos de tratamento. Turbidez e contagem de partículas mostraram ser um indicador do desempenho geral do tratamento.

3.3.6 - Detecção de oocistos de *Cryptosporidium* na água - Método 1623 - USEPA

Os métodos para detecção e identificação de *Cryptosporidium* e *Giardia* em amostras de água geralmente consiste em três etapas: i) amostragem e concentração; ii) purificação ou separação dos organismos alvos de outras partículas presentes na amostra; iii) análise.

A concentração incorpora geralmente um procedimento de filtração e/ou centrifugação, com a finalidade de recuperar ou capturar os protozoários (oocistos, cistos) e concentrar os mesmos na amostra. A etapa de concentração pode ser realizada por meio de diferentes procedimentos, como floculação com carbonato de cálcio, filtros comprimidos de espuma, filtros de membrana e centrifugação de fluxo contínuo. Para a etapa de purificação são empregados procedimentos como centrifugação de gradiente de densidade (flotação) e separação imunomagnética para minimizar a quantidade de interferentes, fragmentos orgânicos e inorgânicos e outros organismos além dos organismos alvos, no concentrado.

A etapa de análise pode ocorrer por meio de determinação colorimétrica, exame microscópico usando corantes ou anticorpos fluorescentes ou técnicas moleculares (Standard Methods, 2001).

Além de metodologias distintas, as técnicas mencionadas apresentam também taxas de recuperação diferentes e variáveis. A maioria delas apresenta limitações pelo fato de não identificar a espécie e a infectividade dos oocistos de *Cryptosporidium*.

Com o propósito de melhorar a qualidade do monitoramento da presença destes protozoários em água, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos desenvolveu os Métodos 1622 e 1623. O Método 1623 (USEPA, 2005) consiste basicamente das seguintes etapas: i) coleta e filtração de volumes variáveis de água; ii) eluição e concentração; iii) purificação mediante o uso de separação imunomagnética (IMS); iv) visualização e enumeração. A seguir essas etapas estão descritas de uma forma sucinta.

Na etapa de filtração, a amostra de água passa por um filtro cápsula para a captura dos oocistos, cistos e outros materiais presentes. Em seguida, na etapa de eluição as partículas no filtro são recuperadas pela descompressão e lavagem das camadas do filtro utilizando uma solução salina tamponada de fosfato (PBST) adicionada de Tween 20. A eluição pode ser realizada em estação de lavagem do filtro ou usando um *stomacher*. O eluato produzido passa por outro processo de filtração em membrana, de forma que as partículas e os oocistos ficam retidos. Dentro de um pequeno saco plástico a membrana é lavada com PBST, o material de lavagem é transferido para tubos cônicos que passam por dois processos de centrifugação para concentração do material particulado.

A purificação tem como objetivo separar cistos e oocistos dos organismos não alvos. A separação imunomagnética é o método de purificação mais utilizado, e conduz a melhores resultados quando realizada em pH neutro. 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 seletivamente do restante do material por meio de campo magnético, os materiais estranhos são descartados.

Na etapa de enumeração o reconhecimento e a confirmação das características do oocisto 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). O FITC (isotiocianato de fluoresceína) refere-se ao fluorocromo usado para marcar os anticorpos monoclonais destinados aos antígenos da parede celular dos oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*. O FITC fluoresce uma cor verde, a cor produzida é superposta na parede do oocisto. A Figura 3.4 mostra formas que os oocistos de *Cryptosporidium* se apresentam quanto à fluorescência.

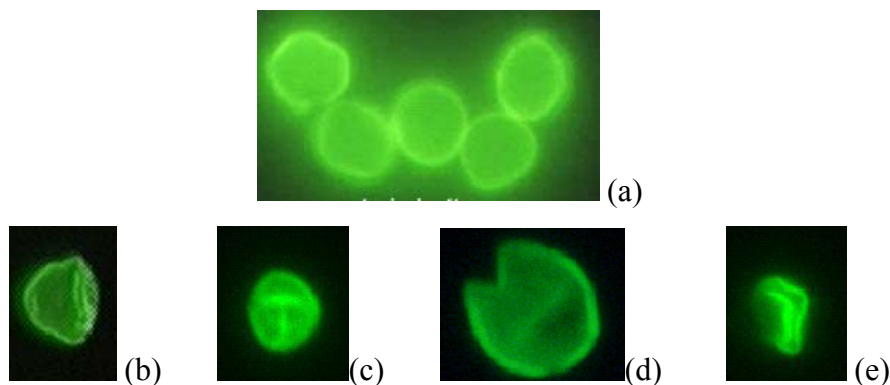


Figura 3.4 - Formas que os oocistos se apresentam quanto à fluorescência: (a) Forma típica; (b) Oocisto enrugado; (c) Oocisto enrugado; (d) Oocisto rompido, na forma de *PacMac*; (e) Oocisto dobrado;
(www.epa.gov/ogwdw/lt2/training/module_microscopy/crypto/gandcrypto/index.html)

O DAPI (4'6-diamidino-2-fenilindol) promove a coloração do ácido nucléico. Colore azul e pode mostrar a posição e o número de núcleos presentes nos cistos e oocistos. A ausência da coloração do núcleo pode significar que os núcleos são ausentes ou que os núcleos estão presentes, mas a coloração não surgiu no contato com os núcleos, possivelmente devido à exclusão da coloração pela parede de célula. A Figura 3.5 mostra formas que os oocistos de *Cryptosporidium* se apresentam quanto à coloração dos núcleos.

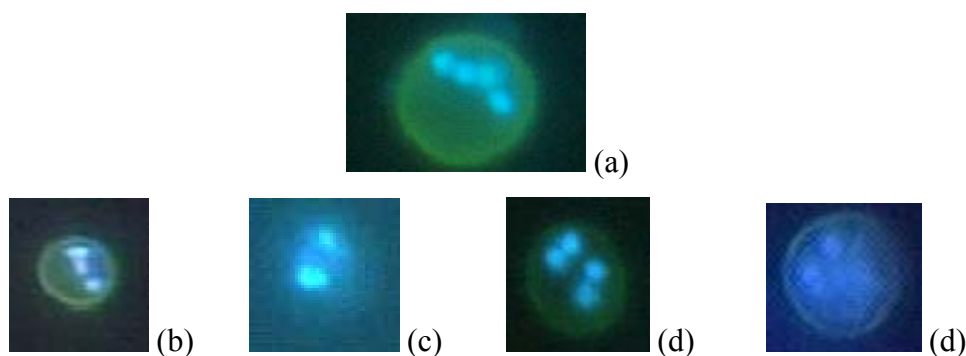


Figura 3.5 - Formas que os oocistos se apresentam quanto à coloração dos núcleos: (a) Forma típica; (b) Núcleos brancos e não separados completamente; (c) Oocisto sem contorno esverdeado; (d) Núcleos maiores; (e) Núcleos tingidos com fundo difuso,
(www.epa.gov/ogwdw/lt2/training/module_microscopy/crypto/gandcrypto/index.html).

O DIC (contraste de interferência diferencial) é um recurso em que a microscopia aproxima o objeto a uma vista em três dimensões, usando a luz polarizada que permite observar a morfologia interna ou estrutural (esporozoítos em formato de banana) e também alguma característica incomum. A Figura 3.6 mostra formas que os oocistos de *Cryptosporidium* se apresentam quanto ao contraste de interferência diferencial.

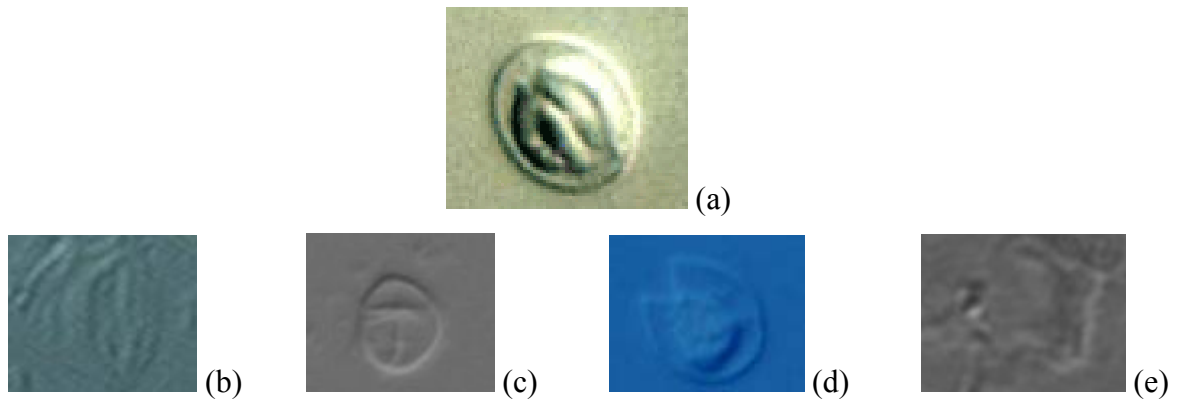


Figura 3.6 - Formas que os oocistos de *Cryptosporidium* se apresentam quanto ao contraste de interferência diferencial: (a) Imagem ideal, com 4 esporozoítos; (b) Oocisto enrugado; (c) Oocisto enrugado; (d) Oocisto rompido, na forma de *PacMan*; (e) Oocisto dobrado, (www.epa.gov/ogwdw/lt2/training/module_microscopy/crypto/gandcrypto/index.html).

O tamanho aproximado dos oocistos pode ser verificado por meio de uma régua ocular micrométrica, conforme mostra a Figura 3.7.

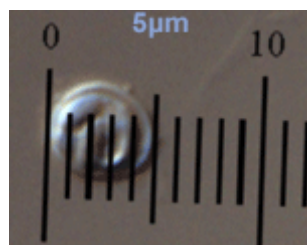


Figura 3.7 - Ocular micrométrica

(www.epa.gov/ogwdw/lt2/training/module_microscopy/crypto/gandcrypto/index.html).

Devido ao fato do Método 1623 apresentar certo grau de complexidade, pode ocorrer grande variação nas taxas de recuperação de oocistos e cistos, em função disso a USEPA (2005) recomenda uma ampla faixa de aceitação das mesmas, variando de 24 a 100%. Muitos são os fatores que influenciam nas diferentes etapas do método e que podem conduzir a esses resultados.

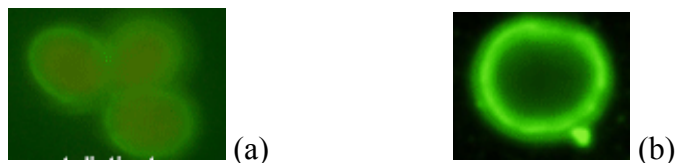
Segundo Francy *et al.* (2004), alguns estudos têm investigado o efeito da qualidade e características da água sobre a eficiência de recuperação, associando a turbidez (número e o tamanho das partículas em suspensão), ao pH (quando o pH da amostra ou durante a condução da reação desvia-se de 7,0) e a presença íons de ferro na água (quando as concentrações de ferro dissolvido são maiores que 4 mg/L). A turbidez foi considerada como um fator crítico, sendo observada uma substancial diminuição das taxas de recuperação dos oocistos em amostras naturais (conforme havia aumentado a turbidez) em comparação à água reagente. Isto reforça a importância de realização de experimentos controles para determinar o efeito da matriz ambiental sobre a eficiência de recuperação do método, já que o desempenho depende de características inerentes à amostra a ser analisada. Hsu *et al.* (2001, *apud* Franco, 2004) verificaram diferença significativa entre as taxas de recuperação dos oocistos quando comparados os diversos tipos de água; água deionizada ($82,6 \pm 12,2\%$), água bruta ($70,6 \pm 18,2\%$) e água tratada ($75,6 \pm 15,2\%$).

Ware *et al.* (2003) avaliaram a dissociação térmica na separação imunomagnética entre os oocistos de *Cryptosporidium* e os grânulos por meio de incubação por um tempo de 10 minutos a temperatura de 80°C. Amostras de água reagente e de água bruta inoculada com oocistos foram analisadas pela dissociação por ácido e pela dissociação térmica. Essa última técnica resultou em maiores taxas de recuperação de oocistos de 41% a 71% para inoculação em água reagente e 10% a 51% para inoculação em amostras de água bruta. Os autores observaram também que o uso da dissociação térmica promoveu uma maior taxa de confirmação de oocistos pelo DAPI, de 49% a 93% em água reagente e de 48% a 73% em amostras de água bruta.

Kuhn *et al.* (2002) verificaram o efeito do pH durante reações da IMS e demonstraram que as reações que aconteceram em pH 7,0 levaram à taxas de recuperação mais altas do que em reações da IMS que aconteceram em pH não ajustado.

A etapa de visualização e identificação requer certa experiência do analista, devido à presenças de organismos interferentes e as diversas formas que os oocistos podem se apresentar. Por isso a importância do emprego dos todos os recursos de identificação (FITC, DAPI e DIC) indicados pelo método. Segundo a USEPA (2005), organismos e fragmentos que autofluorescem ou demonstram fluorescência não específica, tais como algas e células de leveduras, quando examinadas por microscopia de fluorescência, podem

interferir com a detecção de oocistos cistos e contribuir para falsos positivos pelo ensaio imunofluorescente. As Figuras 3.8; 3.9 e 3.10 apresentam algumas formas que os organismos interferentes podem se apresentar.



Figuras 3.8 - Imagens de organismos interferentes no FICT: (a) Borda não bem definida e cor avermelhada na parte interna; (b) Borda com fluorescência muito intensa, (www.epa.gov/ogwdw/lt2/training/module_microscopy/crypto/gandcrypto/index.html).



Figuras 3.9 - Imagens de organismos interferentes no DAPI: (a) Todo o organismo tingido de azul; (b) Núcleos muito tingidos, (www.epa.gov/ogwdw/lt2/training/module_microscopy/crypto/gandcrypto/index.html).



Figuras 3.10 - Imagens de organismos interferentes no DIC: (a) Ausência de parede e crescimento em forma de colônia; (b) Subdividido em múltiplas seções e estrutura avermelhada, (www.epa.gov/ogwdw/lt2/training/module_microscopy/crypto/gandcrypto/index.html).

3.4 - CARACTERIZAÇÃO DOS FLOCOS PELA ANÁLISE DE IMAGEM

No campo da engenharia sanitária e ambiental o interesse pelo uso da análise digital de imagens tem crescido nos últimos anos, devido à possibilidade de implementação desta técnica de monitoramento dos processos de tratamento de águas residuárias e efluentes domésticos e industriais a partir da caracterização morfológica dos agregados microbianos formados nestes sistemas, por meio da estimativa de diferentes descritores da geometria euclidiana e fractal (Grijnspeerdt & Verstraete, 1997; 2006; Ginoris, 2006). No tratamento de água para consumo humano, a literatura é mais escassa e está associada ao uso da análise

digital de imagens na caracterização morfológica dos flocos formados pelos diferentes mecanismos de coagulação (Chakraborti *et al.*, 2000; Li *et al.*, 2006).

Tradicionalmente, os estudos com relação à coagulação de alumínio têm focado principalmente nas cargas superficiais das partículas e flocos e na eficiência de separação sólido/líquido. Raros são os estudos que fornecem informações sobre as características morfológicas dos flocos, e a análise de imagens pode-se constituir em uma ferramenta importante no conhecimento dessas características e suas relações com a eficiência dos processos de separação sólido-líquido.

São vários os parâmetros que caracterizam a morfologia dos flocos com relação ao tamanho e a forma dos flocos que são determinados por meio da análise de imagem. De acordo com Grijspeerdt e Verstraete (1997) o tamanho do floco é expresso pelo diâmetro equivalente de um círculo, calculado pela projeção real da área. Além desse parâmetro, os autores também descrevem outros quatro relativos à forma, o fator forma (FF), a relação de aspecto (AR), a circularidade (RD) e a dimensão fractal (FD) que é medida pela irregularidade do perímetro do objeto. Glasbey e Horgan (1994, *apud* Amaral *et al.*, 1997) definiram também a “convexidade” como parâmetro de forma.

O termo Análise de Imagens refere-se não só à análise de imagens propriamente dita e determinação dos parâmetros que caracterizam a morfologia do objeto, mas também às etapas prévias de aquisição e processamento das mesmas, consideradas de grande importância. A primeira etapa é a aquisição da imagem digital, considerada crucial para o sucesso do processamento posterior das imagens (Russ, 1995 *apud* Ginoris, 2006).

Após a obtenção e o armazenamento das imagens digitais, a próxima etapa trata do processamento das mesmas. Esta etapa envolve uma série de procedimentos que são geralmente expressos em forma de algoritmos, que na sua maioria, são implementados em software. A etapa de processamento pode ser subdividida em estágios conhecidos como pré-processamento, segmentação e pós-processamento.

Freqüentemente, durante o processo de aquisição se produz certa degradação das imagens. Devido aos problemas mecânicos, manchas e sujeiras fora de foco, movimentos vibratórios da câmera na hora da aquisição da imagem, iluminação inadequada e ruído, a qualidade da

imagem digitalizada pode ser inferior à imagem original. O objetivo do pré-processamento é, precisamente, melhorar a imagem através da aplicação de técnicas para o realce de contraste, definição dos contornos dos objetos, remoção de ruído e distorções, bem como isolamento de regiões cuja textura indique a probabilidade de informação alfanumérica (Russ, 1995 *apud* Ginoris, 2006).

A próxima etapa no processamento das imagens digitais trata da segmentação, considerada uma das tarefas mais difíceis no processamento de imagens digitais. Definida em termos gerais, a segmentação subdivide uma imagem em suas partes ou objetos constituintes. Mais especificamente, a segmentação pode ser definida como o processo de partição de uma imagem em diferentes regiões sendo cada região uniforme e homogênea com respeito a alguma propriedade, tal como valor do nível de cinza ou textura, e diferindo significativamente das regiões vizinhas. Desta forma é possível distinguir os objetos de interesse do resto da imagem (González e Wood, 1992 *apud* Ginoris, 2006).

O pós-processamento da imagem pode compreender operações tais como preenchimento de zonas, remoção de objetos das bordas da imagem, união e separação de objetos, entre outras. As operações mais utilizadas para este propósito são operações de forma e tamanho e as de conectividade (Russ, 1995 *apud* Ginoris, 2006).

Após o processamento, a próxima etapa é precisamente a relacionada com a análise da imagem final obtida. Nesta etapa são realizadas as medições em função do tipo de imagem final obtida (binária ou em escala de cinza) bem como dos dados requeridos. Em imagens binárias, tipicamente são determinados os seguintes parâmetros morfológicos Euclidianos: Área, Diâmetro Equivalente, Perímetro, Comprimento, Largura, Excentricidade, Esfericidade, entre outros. Também podem ser determinadas as dimensões fractais dos objetos como Dimensão Fractal de Massa e Dimensão Fractal de Superfície, entre várias outras dimensões (Amaral *et al.*, 1997; Grijspeerdt e Verstraete, 1997; Ginoris, 2006)

Chakraborti *et al.* (2000) usaram o método da análise de imagens para testar a hipótese que os mecanismos de neutralização de cargas e varredura produzem flocos com características diferentes, incluindo diferenças na dimensão fractal. Os autores encontraram que a dimensão fractal é mais baixa para flocos formados pelo mecanismo de varredura, onde são produzidos agregados maiores e mais irregulares.

A formação e características morfológicas dos flocos dependem de uma série de fatores como: qualidade da água, pH de coagulação; dosagem de coagulante, gradiente de velocidade, tempo de detenção, entre outras. Li *et al.* (2006) constataram os efeitos que os mecanismos de coagulação podem exercer sobre o tamanho e a dimensão fractal dos flocos. Os autores observaram que baixos gradientes de velocidade associados ao mecanismo de varredura resultaram na formação de flocos grandes com uma estrutura aberta e regular, enquanto que gradientes mais elevados relacionados com o mecanismo de neutralização promoveram a formação de flocos menores, mais densos e compactos.

4 - METODOLOGIA

Os experimentos foram realizados no Laboratório de Análises de Água (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília, no período de outubro de 2006 a abril de 2007. Os experimentos constaram de uma etapa em escala de bancada, no qual foram construídos diagramas de coagulação, e outra em escala piloto, para avaliação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pela filtração direta descendente com meio filtrante de camada dupla (areia e antracito).

4.1 - ÁGUA DE ESTUDO

A água utilizada no estudo foi proveniente da Represa do Torto, Brasília/DF. Na etapa de construção do diagrama de coagulação (escala de bancada) foi empregada água bruta *in natura*, e na etapa de avaliação da remoção de oocistos (escala piloto) a água bruta foi alcalinizada ou acidificada para correção do pH, e inoculada com oocistos de *Cryptosporidium*.

Os oocistos de *Cryptosporidium* foram fornecidos pelo Laboratório de Parasitologia da Faculdade de Medicina do Triângulo Mineiro, na forma de suspensão com concentração de aproximadamente de 10^5 a 10^6 oocistos/mL. Os oocistos de *Cryptosporidium parvum* (in vivo) são oriundos de fezes humanas e/ou bovinas, repassados em bezerras recém-nascidos e preservados em dicromato de potássio 2,5% a 4°C. Após a purificação, os oocistos são suspensos em solução tampão-fosfato (PBS) contendo antibióticos e Tween 20 (PBS/antibióticos/0,01% Tween 20). Com o material dessa suspensão inócula preparou-se lâminas para a enumeração dos oocistos e verificação da concentração da mesma, de acordo o Método 1623 (USEPA, 2005).

Conforme relatos da literatura, concentrações em níveis detectáveis de oocistos de *Cryptosporidium*, tanto para água bruta (afluente) como para água filtrada (efluente), são necessárias para definir e interpretar os dados da eficiência do tratamento sobre a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. No presente estudo os experimentos foram realizados em uma primeira etapa com baixas concentrações de oocistos em torno de 10^1 oocistos/L e em uma segunda etapa com concentrações mais elevadas de aproximadamente de 10^2 a 10^3

oocistos/L, em acordo com concentrações utilizadas em outros estudos (Ongerth e Pecoraro, 1995; Patania *et al.*, 1995 *apud* Emelko *et al.* 2005; Fagundes, 2006).

4.2 - DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL – ESCALA DE BANCADA

Para a construção dos diagramas de coagulação e a verificação das condições ótimas de dosagem ou outra condição específica precedentes aos experimentos de filtração foi utilizado o equipamento de teste de jarros composto de seis dispositivos de agitação mecânica com velocidade variável, que permite a variação do gradiente de velocidade nas etapas de coagulação e floculação (Nova Ética, modelo 218LDB).

A metodologia aplicada na realização dos testes de jarros foi a descrita por Di Bernardo *et al.* (2003). Os produtos utilizados no processo de coagulação como coagulante, alcalinizante e acidificante, tanto nos experimentos em escala de bancada como também em escala piloto estão especificados na Tabela 4.1.

Tabela 4.1 – Produtos utilizados no processo de coagulação

	Produto químico	Fabricante
Coagulante	Sulfato de Alumínio Hidratado P.A. em pó $Al_2(SO_4)_3 \cdot (14 \text{ a } 18) H_2O$	Vetec Química Fina Ltda
Alcalinizante	Bicarbonato de Sódio P.A. - $NaHCO_3$	Cromoline – Química Fina
Acidificante	Acido Clorídrico – HCl	Vetec Química Fina Ltda

Para o processo de coagulação, devido à limitação do equipamento, o gradiente de velocidade (G_{mr}) utilizado foi de $1000s^{-1}$ (450 rpm) em um tempo de mistura rápida de 30 segundos. Embora este valor seja recomendado pela norma brasileira (ABNT, 1992), observa-se também não atender as sugestões de Amirtarajah e Mills (1982), que indicam gradientes de velocidade mais elevados para a mistura rápida do coagulante no processo de coagulação com predominância do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas. Logo após a mistura rápida a rotação foi reduzida para 60 rpm, correspondente ao gradiente de velocidade de $40s^{-1}$, por um período de tempo de 4 minutos, simulando a floculação das partículas coaguladas que ocorre no tempo de detenção entre a unidade de mistura rápida e o meio filtrante na instalação piloto. Após esse tempo de floculação, eram coletadas amostras nos vasos para a medida do pH de coagulação.

De acordo com Di Bernardo *et al.* (2003), os filtros de laboratório de areia são mais recomendáveis que os filtros de papel (Whatman 40), quando se procura simular a filtração direta, pelo fato de obterem resultados mais representativos. Os FLAs (Filtros de Laboratórios de Areia) foram confeccionados em colunas de acrílico com diâmetro interno de 19 mm e comprimento de 30 cm e foram adaptados ao equipamento de teste de jarros por meio de sistema de suporte e de drenagem. A Figura 4.1 mostra o equipamento de teste de jarros e detalhes do FLA. A granulometria da areia utilizada nos FLAs e a taxa de filtração adotadas foram escolhidas conforme recomendações de Di Bernardo *et al.* (2003), com os grãos entre 0,42 e 0,84 mm e taxa de 60m/d, ou seja, com vazão de aproximadamente de 12 mL/min.

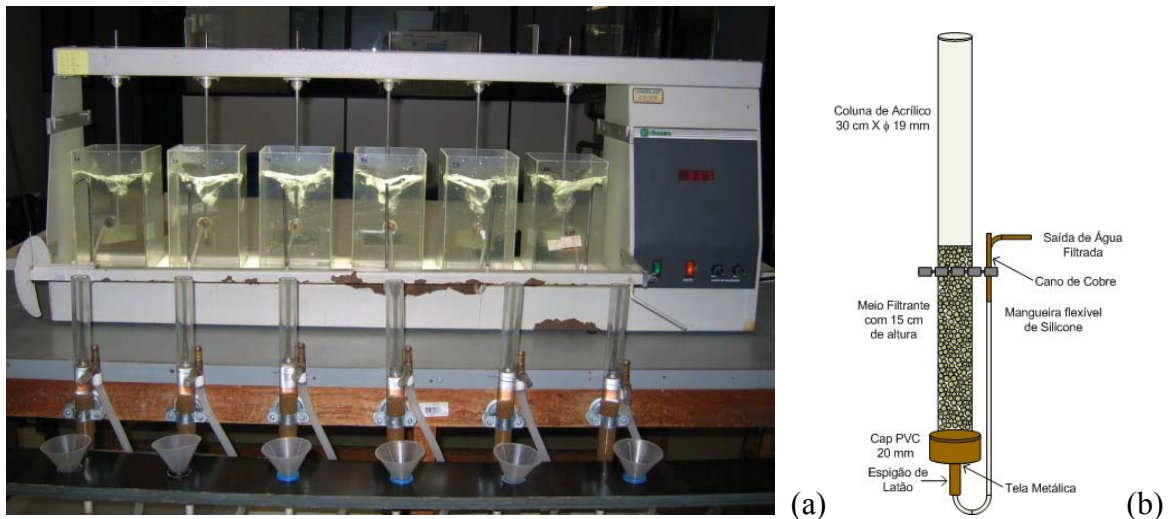


Figura 4.1 – Teste de jarros: (a) Equipamento de teste de jarros adaptado para ensaios de filtração direta; (b) Esquema do FLA utilizado

Após as etapas de coagulação e floculação o equipamento era desligado e iniciava-se a filtração por meio dos FLAs. Por um período de tempo de 20 minutos o filtrado era descartado e a vazão monitorada e controlada com o objetivo de mantê-la constante. Ao final desse tempo o filtrado era coletado para determinação da turbidez residual. No final do teste, os FLAs eram lavados com injeção de água destilada no sentido ascensional de modo a remover as impurezas aderidas aos grãos.

O diagrama de coagulação constitui-se em uma importante ferramenta para a otimização do processo de coagulação e operações subsequentes. Devido às variações nas características da água que poderiam levar a diferentes parâmetros de otimização, foram construídos dois diagramas de coagulação, um para a água Tipo I, relativa ao período de

estiagem (agosto/2006) com turbidez baixa, e outro para água Tipo II relativo ao período de chuvas (outubro/2006) com turbidez mais elevada. As características físico-químicas das referidas águas estão indicadas na Tabela 4.2.

Foram testadas as dosagens de 0; 2; 5; 8; 10; 15; 20; 25; 30; 40; 50 e 60 mg/L de sulfato de alumínio anidro ($Al_2(SO_4)_3$) em relação a valores de pH que variaram de 4,5 a 7,5. Estas amplas faixas de variações da dosagem de coagulante e do pH visavam ampliar o espectro do diagrama, facilitando a determinação das regiões de maior eficiência.

Tabela 4.2 – Características físico-químicas das águas tipo I e II

Tipo de água	Parâmetro		
	Turbidez (UT)	pH	Alcalinidade (mgCaCO ₃ /L)
I	2,7	6,7	5,5
II	16,3	6,3	2,5

No traçado do diagrama de coagulação, no eixo X foram plotados os valores de pH no eixo Y os valores das dosagens do sulfato de alumínio anidro correspondentes. Cada ponto no diagrama corresponde o valor residual da turbidez. Os diagramas são apresentados e discutidos no capítulo 5.

A água bruta utilizada nos testes de jarros não foi inoculada com oocistos de *Cryptosporidium*, principalmente pela questão de segurança e risco de contaminação, pelo alto custo das análises de detecção de oocistos de *Cryptosporidium* e também baseado no fato, de acordo com item 3.4.4.1, de que a área superficial dos oocistos é essencialmente insignificante em relação às outras partículas presentes na água bruta. Dessa forma, não influenciam na coagulação das partículas e conseqüentemente na obtenção da região ótima de remoção de turbidez (Emelko, 2003).

4.3 - DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL – ESCALA PILOTO

4.3.1 - Descrição da instalação piloto

A instalação piloto montada para realização dos experimentos era constituída pelos seguintes componentes:

- A. Reservatório de PVC com capacidade de 500 litros para armazenamento e alimentação da água de estudo, dotado de um misturador mecânico;
- B. Bomba dosadora (ProMinet, tipo Sigma), que opera com vazão máxima de 60 L/h, destinada a bombear a água de estudo na vazão de 50 L/h;
- C. Bomba peristáltica (Pumpdrive PD 5001 Heidolph), destinada a bombear o coagulante (solução de sulfato de alumínio);
- D. Dispositivo de mistura rápida (DMR);
- E. Filtro rápido descendente em coluna de acrílico e meio filtrante de camada dupla;
- F. Rotâmetro para controle da vazão;
- G. Reservatórios para: coagulante (G1); água filtrada (G2); água de lavagem (G3); água para lavagem (G4); e descarte e desinfecção de água de lavagem e outras frações de água contaminada com oocistos. (G5);
- H. Bomba para lavagem do filtro;

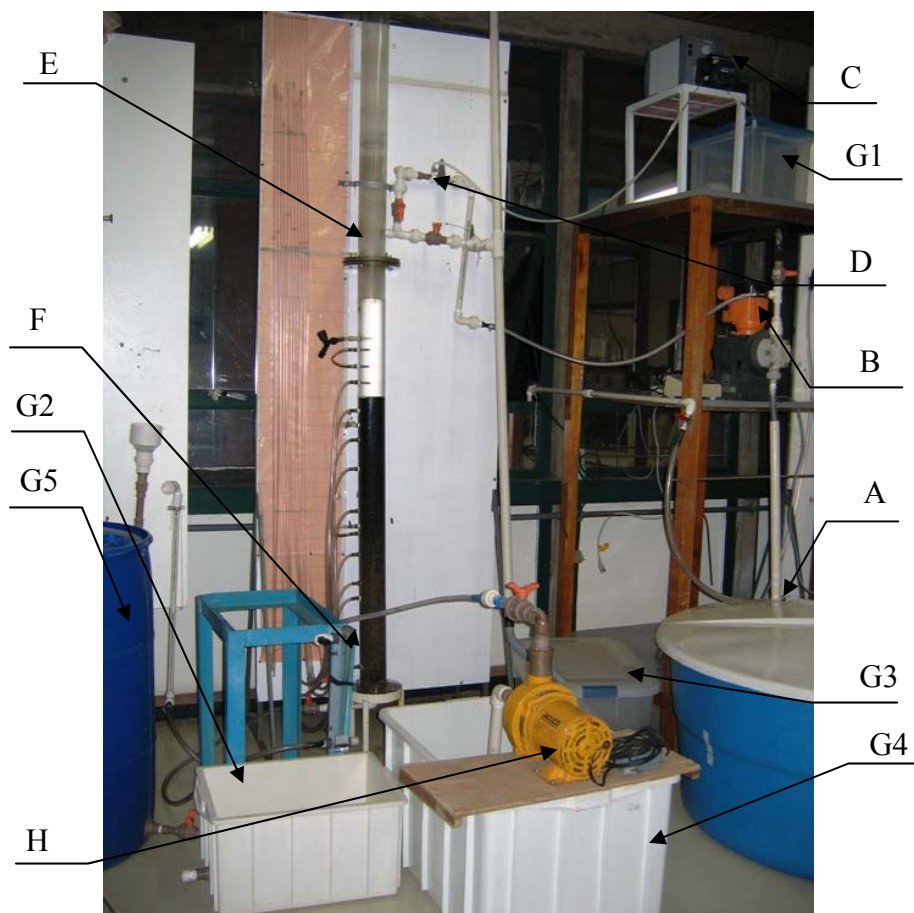


Figura 4.2 – Foto da instalação piloto

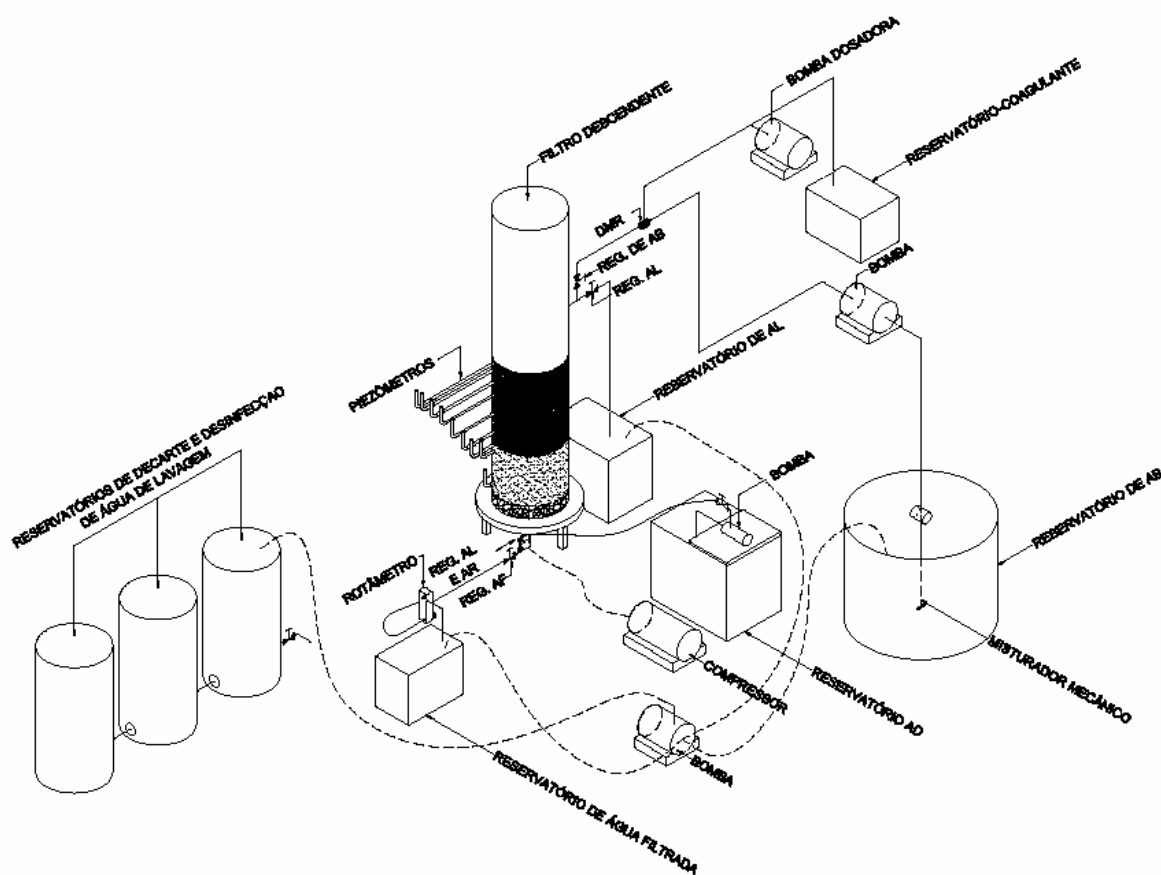


Figura 4.3 – Esquema da instalação piloto (sem escala)

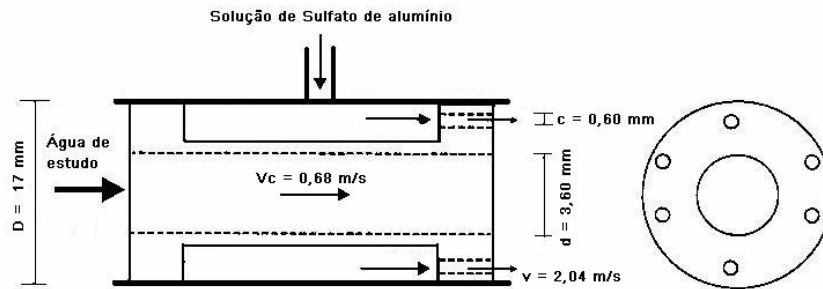
Legenda: AB – água bruta; AD – água destilada; AF – água filtrada; AL – água de lavagem; DMR – Dispositivo de Mistura Rápida

4.3.2 - Unidade de Mistura Rápida

A mistura rápida é uma unidade importante no processo de tratamento de água, deve promover a mistura entre os produtos químicos que irão desestabilizar e permitir, posteriormente, aglutinação das partículas presentes na água. A mistura rápida deve ser feita em ponto de grande transmissão de energia e no menor tempo possível.

A mistura do coagulante à água de estudo foi realizada por meio de um dispositivo de mistura rápida (DMR) do tipo hidráulico, ou seja, um injetor hidráulico, conforme mostra a Figura 4.4. A mistura coagulante-água nesse dispositivo hidráulico se dá em razão da turbulência criada por uma expansão após a contração do diâmetro da tubulação, que se caracteriza pela relação entre áreas de 7:1, conforme proposto por Vrale & Jorden (1971, *apud* Di Bernardo *et al.*, 2003). O DMR foi instalado na tubulação de alimentação de água de estudo, o coagulante era alimentado por meio de uma bomba peristáltica, com vazão

constante de 39,4 mL/min, de forma que a adição do coagulante à água ocorresse por meio de jatos produzidos por seis orifícios, no sentido do escoamento.



Legenda: v_c - velocidade da água na contração; v - velocidade de saída do coagulante em cada orifício
 Figura 4.4 – Dispositivo de Mistura Rápida – DMR

As dimensões do DMR mostradas na Figura 4.4 foram projetadas com o intuito de garantir um gradiente de velocidade elevado. Como já discutido, de acordo com Amirtharajah e Mills (1982) que estudaram a importância do gradiente de velocidade durante a mistura rápida nos mecanismos de coagulação, a intensidade dessa energia é fundamental para a eficiência da coagulação que ocorre pelo mecanismo de adsorção e neutralização de carga, mecanismo este indicado para a filtração direta. O gradiente de velocidade e o tempo de mistura rápida obtidos para este DMR, para a vazão de alimentação equivalente a taxa de filtração de $210 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, foram de 4000 s^{-1} e 0,2 s respectivamente. O dimensionamento do DMR e os cálculos de gradiente de velocidade e tempo de mistura rápida são apresentados de forma detalhada por Fagundes (2006), e encontram-se reproduzidos no Apêndice A.

4.3.3 - Filtro Descendente

A coluna de filtração foi confeccionada em material acrílico com 2,70 m de comprimento, diâmetro interno de 0,85 m e espessura de parede de 5mm. Considerando as dimensões dos diâmetros da coluna (85 mm), do maior grão de antracito (2,00 mm) e do maior grão de areia (1,19 mm) verifica-se que a recomendação de Ives (1966a, 1966b *apud* Di Bernardo, 2003) de que o diâmetro da coluna ser pelo menos 50 vezes o diâmetro do maior grão foi atendida somente para a camada de areia. Porém, tanto a camada de areia como a de antracito atenderam as indicações de Lang *et al.* (1993 *apud* Di Bernardo, 2003) que recomendam valores igual ou superiores a 50 para a relação (D/d) entre diâmetro do filtro (D) e o tamanho efetivo do meio filtrante (d). Esse cuidado tem como objetivo minimizar o efeito de escoamento preferencial na interface meio filtrante parede da coluna.

A coluna de filtração era dotada de tomadas de pressão ao longo do meio filtrante com maior concentração na parte superior, pelo fato do filtro ser descendente. As perdas de carga ao longo dos meios filtrantes eram avaliadas por meio de leituras efetuadas nessas tomadas de pressão, fornecendo também a informação sobre a penetração da frente de impurezas ao longo da carreira de filtração. As leituras eram realizadas a cada meia hora da carreira de filtração. A Figura 4.5 mostra a posição das tomadas de perdas de carga. Junto à coluna de filtração próxima ao meio filtrante foi instalada uma torneira para coleta de água coagulada com o objetivo de medir o pH de coagulação.

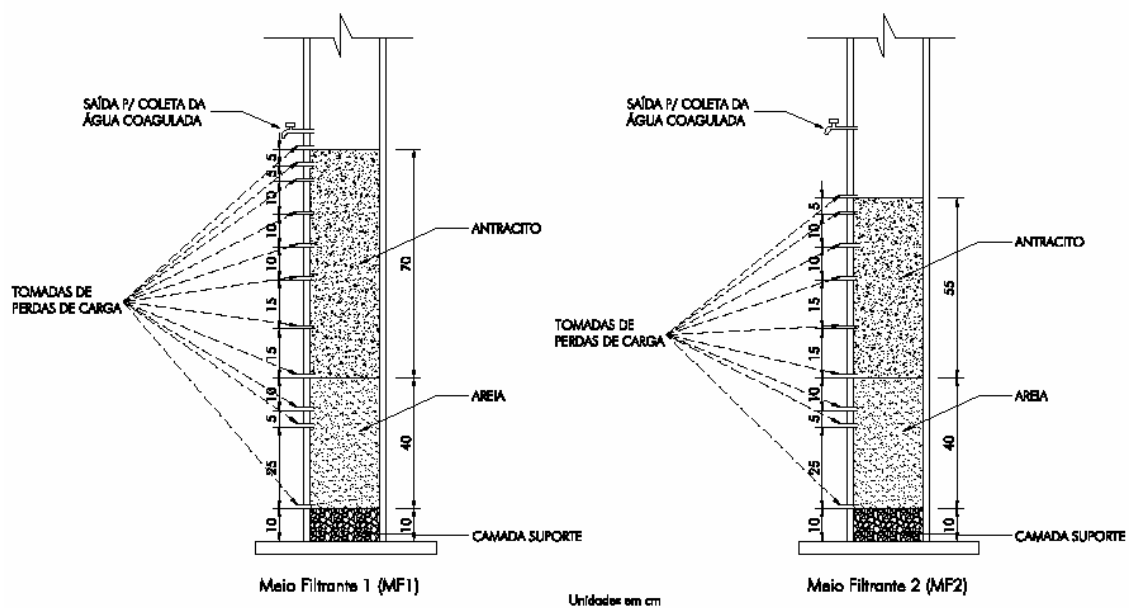


Figura 4.5: Esquema da coluna de filtração com as duas espessuras do meio filtrante.

Os experimentos foram realizados com duas espessuras diferentes de meio filtrante. Em uma primeira etapa foi adotado o meio filtrante com espessura total de 1,10 m (MF1), com o propósito de permitir a comparação entre os resultados do presente estudo e os resultados obtidos por Fagundes (2006). Em função das elevadas perdas de carga verificadas nos primeiros experimentos, em uma segunda etapa, adotou-se a espessura de 0,95 m (MF2), com a finalidade de elevar a carga hidráulica. A coluna de filtração com as duas espessuras do meio filtrante está representada na Figura 4.5. As espessuras adotadas foram baseadas nas recomendações da literatura (Arboleda, 1992; Di Bernardo e Dantas, 2005a; NBR 12216, 1992)

O meio filtrante de camada dupla de antracito e areia tiveram suas características granulométricas (Tabela 4.3) estabelecidas a partir de recomendações da literatura (Arboleda, 1992), e também da relação entre os dois materiais filtrantes com o fim de minimizar a mistura das distintas camadas durante o processo de lavagem do filtro (ver item 3.3.4). A curva granulométrica dos materiais filtrantes obtida após a composição dos mesmos está apresentada no Apêndice B. O antracito foi fornecido e doado pela empresa Rio Deserto.

Tabela 4.3 - Características granulométricas do meio filtrante

Características	Material	
	Antracito	Areia
Tamanho efetivo dos grãos (mm)	0,92	0,56
Coefficiente de desuniformidade	1,58	1,60
Tamanho do menor grão (mm)	0,71	0,42
Tamanho do maior grão (mm)	2,00	1,19
Espessura da camada (cm)	70/55	40
Massa específica dos grãos (g/cm ³) *	1,76	2,65
Porosidade **	0,50	0,40

* Determinada pelo método NBR 6508/1984

** Valor adotado conforme recomendação da literatura.

Os materiais utilizados no filtro (antracito, areia e pedregulho) foram peneirados, lavados e secos em estufa a temperatura apropriada. As amostras de areia e antracito foram compostas de forma a obter as características granulométricas recomendadas. As massas de areia e antracito colocadas na coluna foram determinadas pela Equação 1:

$$M = \Delta L A \rho_s (1 - \varepsilon), \text{ onde:} \quad (\text{Eq. 1})$$

M = massa do material filtrante (kg)

ΔL = espessura da camada filtrante (m)

A = área da coluna de filtração (m²)

ρ_s = densidade dos grãos (kg/m³) e ε = porosidade

Na montagem do meio filtrante na coluna foi colocada uma tela no fundo da coluna e uma camada suporte de pedregulho de 10 cm de espessura. Os materiais foram dispostos na coluna da seguinte forma: Primeiramente a coluna foi parcialmente preenchida com água, com o objetivo de minimizar a formação de bolhas de ar no meio filtrante, seguindo a colocação do pedregulho e da areia. Após a introdução da camada total de areia na coluna, foram realizados ciclos de lavagem em escoamento ascendente com o objetivo de eliminar

bolhas de ar que possivelmente haviam permanecido nos interstícios do meio filtrante. Em seguida foi repetido o mesmo procedimento para a colocação de antracito.

A Figura 4.6a exibe a situação do meio filtrante logo após a sua montagem e a Figura 4.6b a situação após a realização de algumas lavagens, mostrando uma interface entre antracito e areia. O piezômetro 4 é o ponto inicial de separação entre os dois materiais, e os piezômetros 5 e 3, que estão a 15 cm e 10 cm do piezômetro 4, respectivamente, definem os limites onde ocorreu uma mistura de materiais. De acordo com relatos de Cleasby (1972), alguns autores sugerem que a ocorrência de certa mistura na interface das duas camadas (areia/antracito) é positiva para reduzir a tendência de formar uma camada impenetrável nesta região durante a filtração. Desta forma, a camada de interface é composta de areia e antracito, e abaixo desta uma camada pura de areia de alguns centímetros.

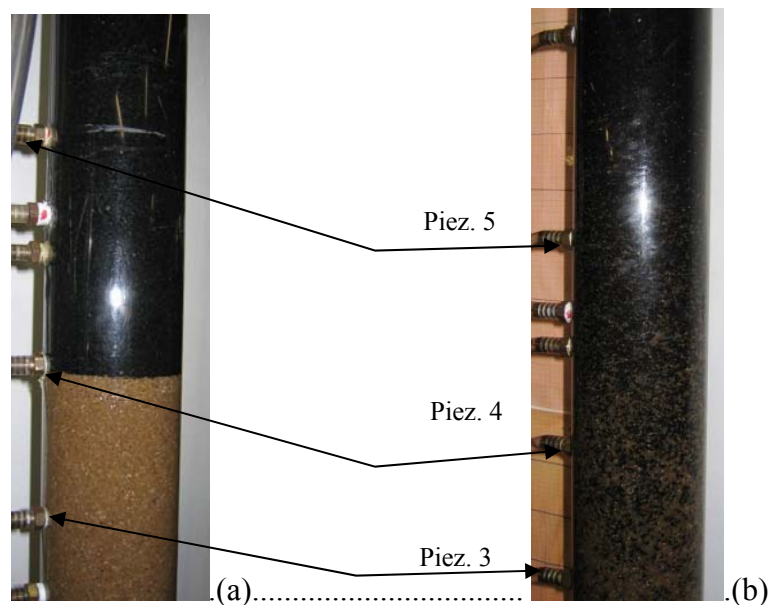


Figura 4.6: Coluna de filtração descendente com camada dupla (antracito/areia): (a) Meio filtrante após a montagem; (b) Meio filtrante após alguns lavagens

O filtro foi operado com taxa de filtração constante de 210 m/d ($Q = 828$ mL/min) e carga hidráulica constante. A taxa de filtração foi adotada com base em outros estudos realizados, que utilizaram taxas de filtração basicamente na faixa de 120 a 300 m/d (Tabela 3.2). A carga e a taxa de filtração foram controladas com o auxílio de um rotâmetro instalado na linha de água filtrada (ver Figuras 4.2 e 4.3). À medida que a perda de carga no meio filtrante aumentava o registro de controle do rotâmetro era aberto suavemente,

possibilitando a manutenção da carga e da vazão que era monitorada continuamente por meio da posição do flutuador do rotâmetro e medidas volumétricas periódicas.

O tempo de detenção no sistema de tratamento foi determinado com a aplicação de cloreto de sódio como traçador e feita a avaliação da concentração por medidas da condutividade. Com os dados obtidos foi traçado a curva tempo *versus* condutividade obtendo-se dessa forma o tempo de aproximadamente 15 minutos.

4.3.4 - Desenvolvimento dos experimentos de filtração

Foi realizado um total de 21 experimentos. A Figura 4.7 mostra a distribuição dessa série de experimentos de filtração descendente realizados em instalação piloto.

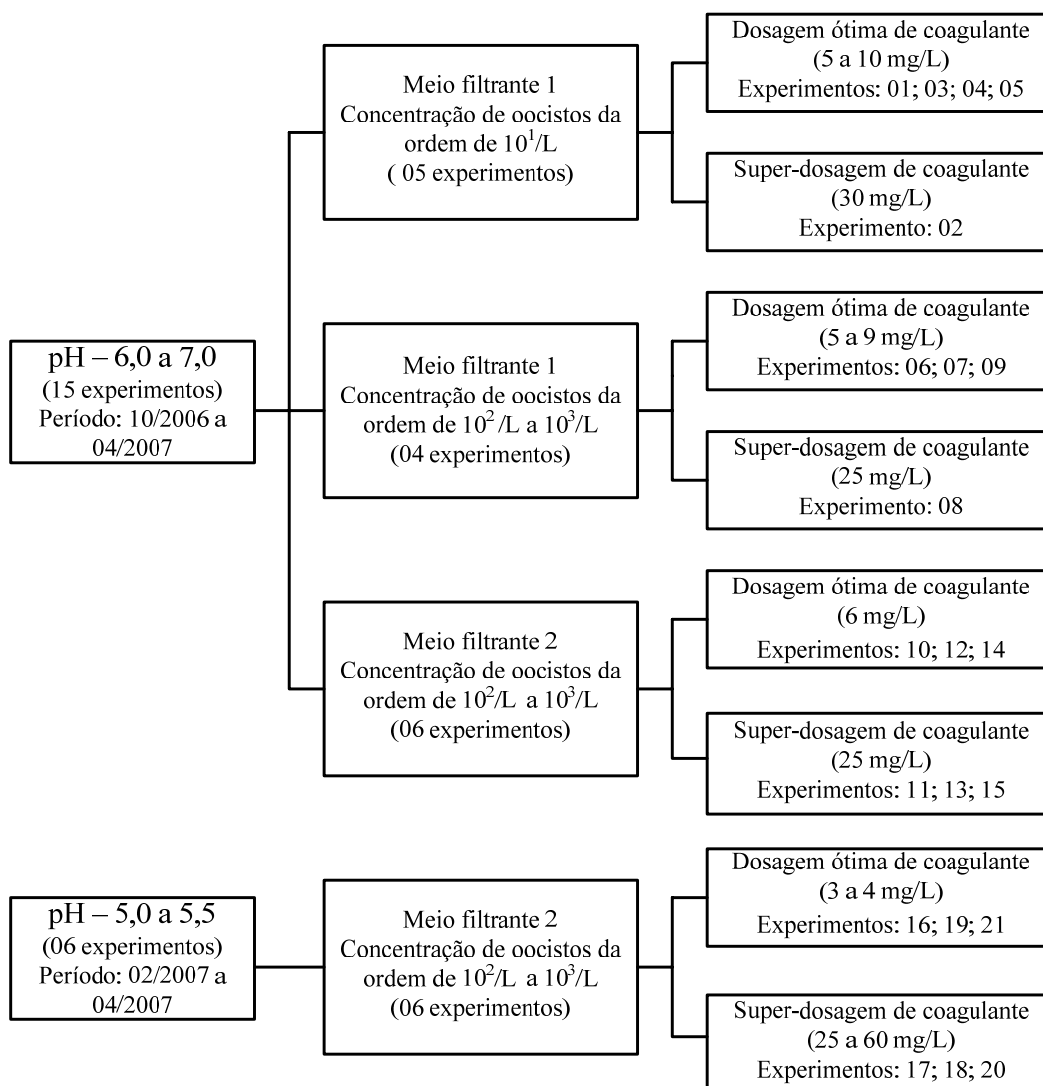


Figura 4.7 – Distribuição dos experimentos de filtração realizados em instalação piloto

O termo de dosagem ótima foi adotado para as condições de coagulação que empregava a menor dosagem de coagulante na faixa de pH estabelecida e promovia a melhor remoção de turbidez, sempre com valor inferior a 0,5 UT. E o termo de super-dosagem para condições de coagulação que também recaiam na região otimizada de remoção de turbidez (< 0,5 UT) no diagrama de coagulação, entretanto utilizavam dosagens bem mais elevadas de coagulante.

Para a operação da instalação piloto e a realização de cada experimento de filtração direta descendente eram executadas as seguintes etapas:

- a) Verificação dos componentes da instalação piloto e ajuste das condições iniciais do experimento como a abertura do rotâmetro para a vazão indicada, nível da lâmina d'água e perda de carga inicial, por meio de filtração com água destilada;
- b) Coleta de água bruta na Represa do Torto, em torno de 500 litros;
- c) Armazenamento da água bruta no reservatório e homogeneização com misturador mecânico durante todo o experimento;
- d) Determinação dos parâmetros físico-químicos da água bruta (alcalinidade, pH e turbidez);
- e) Realização de teste de jarros para verificação das condições ótimas ou outra condição especificada, com base nos diagramas de coagulação;
- f) Alcalinização da água bruta com bicarbonato de sódio ou acidificação com ácido clorídrico (0,5%), no próprio reservatório, baseada no resultado do teste de jarros e homogeneização por meio de misturador mecânico, por aproximadamente 20 minutos;
- g) Preparação da solução de sulfato de alumínio, na concentração indicada pelo teste de jarros;
- h) Preparação da suspensão inócua, a suspensão mãe era agitada em vortex no mínimo durante 3 minutos, com o fim de promover uma completa homogeneização, em seguida um volume definido desta suspensão era pipetado e diluído em aproximadamente 1 litro de água bruta sob constante agitação magnética ;
- i) Inoculação da suspensão preparada no reservatório de água bruta e homogeneização por meio de misturador mecânico, por aproximadamente 20 minutos;
- j) Início do experimento de filtração direta propriamente dito;

- k) Monitoramento contínuo da vazão (volume/min), nível de água na coluna e das perdas de carga (leitura das alturas nos piezômetros);
- l) Coleta de amostras para determinação de alguns parâmetros que estão descritos no item 4.6;
- m) Coleta de amostra da água acumulada sobre o meio filtrante (água coagulada) com amostrador apropriado, para análise de imagens dos flocos;
- n) Finalização da carreira de filtração, indicada pelo alcance de perda de carga máxima (1,60 a 1,70 m) para este sistema ou pelo período de 5 horas de experimento, duração esta estabelecida em função da capacidade do reservatório de água bruta;
- o) Lavagem ascensional do filtro com ar e água;
- p) Coleta de resíduos e frações de água contaminada para desinfecção e descarte;
- q) Realização das análises para determinação dos parâmetros da qualidade da água, conforme indicado na Tabela 4.5.

No procedimento de lavagem do filtro o nível de água na coluna era reduzido (± 20 cm acima do meio filtrante), em seguida ocorria a injeção de ar comprimido no sentido ascendente por cerca de 4 minutos com o propósito de revolver os grãos de areia e antracito, promovendo dessa forma o desprendimento das impurezas retidas. Após, procedia-se a injeção de água destilada, de forma ascensional, com velocidade mínima de fluidificação de aproximadamente de 0,75 m/min e expansão correspondente do meio filtrante aproximadamente 32 cm (ver cálculos Apêndice C), por um período de 20 minutos. Esse tempo elevado e a qualidade da água usada na lavagem (água destilada) tinham como objetivo minimizar a presença de oocistos na água de lavagem remanescente no filtro e evitar interferências na avaliação da eficiência de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* no período de amadurecimento do filtro (início da carreira de filtração).

Por motivo de segurança, e com o objetivo de evitar contaminações os efluentes resultante da filtração, água de lavagem dos filtros, bem como o restante da água de estudo eram coletadas e acondicionadas em tambores onde recebiam uma super-dosagem de cloro. A concentração utilizada era superior a 100 mg/L, e era mantida por um tempo de contato de no mínimo de 24 horas, resultando em valor de CT superior a 7200, valor este relatado por Di Bernardo e Dantas (2005b) para inativação de oocistos de *Cryptosporidium* com cloro livre. Após esse período de desinfecção todo o material era descartado no coletor de esgoto

público que recebe, além dos esgotos do Campus Universitário da UnB, os esgotos da Asa Norte, Lago Norte e Vila Varjão, e são tratados na ETEB - Norte.

4.4 - AMOSTRAGEM E METODOLOGIAS UTILIZADAS NAS ANÁLISES

Durante a realização dos experimentos de filtração, foram coletadas amostras tanto da água bruta inoculada, como de água filtrada para determinação dos parâmetros de qualidade da água indicados na Tabela 4.4. Adotou-se a seguinte nomenclatura para identificar amostras da água filtrada em períodos distintos do ciclo da filtração: AF1 para água filtrada coletada após 15 minutos do início da carreira de filtração, período este relativo ao tempo de detenção do filtro, caracterizando o período de amadurecimento; AF2 para água filtrada coletada após 2 a 3 horas do início da carreira de filtração caracterizando o período de operação regular do filtro; AF para água filtrada coletada no restante do tempo da carreira de filtração; AB para água bruta antes do controle de pH e inoculação dos oocistos; AC para água coagulada; AB* para água bruta de estudo preparada.

Tabela 4.4 – Frequência de coleta das amostras de água bruta e água filtrada

Parâmetro	Tipo de Água	Frequência
Turbidez e pH	AB, AB*, AF e AC	Início e a cada 30 minutos de experimento
	AF1	A 15 minutos de experimento
	AF2	Após 2 a 3 horas de experimento
Alcalinidade, Clorofila-a, Alumínio, <i>E. coli</i> , Coliforme Total e Oocistos de <i>Cryptosporidium</i>	AB*	Início do experimento
	AF1	A 15 minutos de experimento
	AF2	Após 2 a 3 horas de experimento

Obs: Para AC foram coletadas amostras somente para determinação do pH.

As análises para determinação dos referidos parâmetros foram realizados conforme metodologia indicada na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Métodos e equipamentos utilizados na determinação dos parâmetros da qualidade da água

Parâmetro	Método/Equipamento
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico (H ₂ SO ₄ – 0,02M)
Alumínio (mg/L)	Método Hach 8326 – ECR Espectrofotômetro (HACH 2100AN)
Clorofila-a (µg/L)	Extração em clorofórmio-metanol (2:1) e determinação da absorbância em λ= 665 e 750nm Espectrofotômetro (HACH/ DR- 4000)
Coliformes Totais (NMP/100mL)	Método Substrato Cromogênico MUG ONPG Kit Colilert [®]
<i>Cryptosporidium</i> (ooc/L)	Método 1623 da USEPA
<i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Substrato Cromogênico MUG ONPG - Kit Colilert [®]
pH	Potenciométrico - pHmetro Orion – Modelo 310
Turbidez (UT)	Nefelométrico - Turbidímetro Nefelométrico (HACH)

A determinação de alumínio foi realizada utilizando-se o método ECR (Eriochrome Cyanine R dye) com limite de detecção de 0 a 0,220 mg/L AL³⁺, adaptado do “Standard Methods” (APHA, AWWA e WPCF, 1985) para uso com reagentes (Hexamine e ECR) e espectrofotômetro da HACH® modelo DR/4000U. As amostras eram coletadas em um volume 100 mL e as análises realizadas geralmente no mesmo dia de coleta da amostra. Quando isto não ocorria as amostras eram devidamente acidificadas com ácido nítrico concentrado até atingir pH inferior ou igual a 2.

Para a determinação da clorofila-a foi utilizado o método proposto por Wood (1985), que utiliza uma solução clorofórmio-metanol 2:1 v/v para extração do pigmento, e a determinação da absorção de luz pelo extrato, em dois comprimentos de onda, 665 e 750 µm. A concentração de clorofila-a na amostra é proporcional à absorção de luz e era calculada com o auxílio da equação proposta por Boyd (1979 *apud* Lloyd, 1988), descrita na Equação 4.1.

$$\text{Clorofila} - a(\mu\text{g} / \text{L}) = \frac{P \times (A_{665} - A_{750}) \times F \times V}{S \times PL} \quad (\text{Equação 4.1})$$

P: Constante de proporcionalidade, em mg.cm/L, no valor de 13,2 mg.cm/L;

A₆₆₅ e A₇₅₀: Absorbâncias da solução medida em 665 e 750 µm, respectivamente;

F: Fator de correção de unidade, no valor de 1000 µg/mg;

V = Volume da solução de clorofórmio usada em mL;

S: Volume da amostra filtrada, em mL;

PL: Caminho ótico da cubeta, em cm.

A detecção dos oocistos de *Cryptosporidium* foi realizada pelo Método 1623 da USEPA-2005. Eram coletadas três amostras (AB*, AF1 e AF2) para a detecção de oocistos de *Cryptosporidium*. O volume coletado de amostra de água bruta preparada (AB*) era de 2 litros, devido à concentração de oocistos inoculados ser relativamente elevada e com o fim de minimizar interferências da turbidez. No caso das amostras AF1 e AF2 eram coletados 18 litros de água filtrada para viabilizar melhor detecção. As etapas realizadas na detecção dos oocistos de *Cryptosporidium* pelo Método 1623 no LAA são apresentadas com ilustrações no Apêndice E e seguem os passos descritos no item 3.4.6.

Durante todo o procedimento de detecção de oocistos de *Cryptosporidium*, desde a coleta da amostra até a leitura das lâminas, eram criteriosamente atendidos os limites de prazos indicados pelo Método 1623 (USEPA, 2005), ou seja, 96 horas entre a coleta, filtração e início da eluição; as etapas de eluição, concentração, purificação e separação eram realizadas no mesmo dia; 72 horas entre a purificação, a preparação e marcação da lâmina; 7 dias entre a marcação e leitura da lâmina. A leitura das lâminas era realizada pela Bióloga Rosely Tango Rios.

Para a análise de imagens dos flocos eram coletadas duas amostras de água coagulada na coluna de água sobre o meio filtrante, utilizando um amostrador apropriado (Figura 4.8), com o propósito de capturar os flocos formados no processo de coagulação.

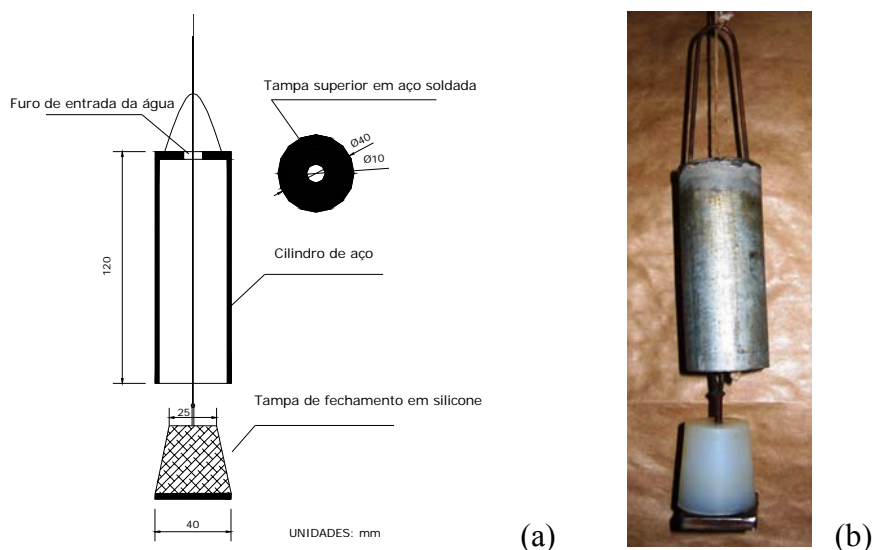


Figura 4.8 – Amostrador: (a) Esquema do amostrador; (b) Foto do amostrador

As coletas aconteciam após uma hora do início da carreira de filtração, o amostrador descia lentamente de forma a possibilitar a troca de água dentro do mesmo e garantir uma coleta representativa e preservação dos flocos. Uma amostra de 1 mL era cuidadosamente retirada do amostrador com o uso de uma pipeta e depositada em lâmina especial com poço para não danificar os flocos e em seguida coberta com uma lamínula para posterior aquisição de imagens. Um total de 80 imagens eram adquiridas para cada amostra analisada.

O sistema de visualização e aquisição das imagens constava de um microscópio óptico Leica acoplado a uma câmera de vídeo Leica (Figura 4.9). A aquisição das imagens foi realizada em escala de cinza com dimensões de 1280 x 1024 pixels de 8 bit (256 níveis de cinza) e aumento total de 100 X usando o software comercial Leica , em formato TIFF para posterior tratamento.



Figura 4.9 – Sistema de visualização de aquisição de imagem

Uma vez adquiridas as imagens digitais dos flocos, as mesmas eram tratadas empregando o software comercial Leica Qwin Pro versão 3.2.0 (Leica Microsystem Image Solution, 2003), com vista a determinar vários parâmetros da geometria Euclidiana incluindo Porosidade ($2D - \epsilon$), Circularidade (Circ), Fator de Forma (FF), Convexidade (Conv) e Diâmetro Equivalente dos flocos. O tratamento das imagens foi realizado por meio de procedimento semi-automático previamente desenvolvido por Ginoris (2006), com algumas modificações.

Os parâmetros morfológicos que foram determinados são descritos de forma sucinta a seguir:

- a) Diâmetro equivalente: calculado a partir da área projetada do objeto, pela seguinte equação:

$$D_{eq} = 2\sqrt{\frac{\text{Área}}{\pi}} \quad \text{Equação 4.2}$$

- b) Circularidade: é um fator adimensional que descreve a circularidade do objeto, um círculo apresenta o valor 1, enquanto outros objetos têm circularidade maior do que 1.
- c) Fator forma: é sensível a irregularidade das bordas do objeto, e definido pela área do objeto e a área de um círculo com o mesmo perímetro que o objeto, conforme a seguinte equação.

$$FF = 4\pi \frac{\text{Área}}{\text{Perímetro}^2} \quad \text{Equação 4.3}$$

- d) Convexidade: é definida pela relação entre o perímetro convexo de um objeto e o seu próprio perímetro. Objetos convexos apresentam valores em torno de 1 e para objetos irregulares os valores de convexidade são menores que 1.
- e) Porosidade bidimensional: valor estimado e definido pela razão entre a área dos poros e área total dos flocos.

Os parâmetros morfológicos obtidos após o processamento e análise digital das imagens dos flocos foram analisados aplicando o software estatístico de análise de dados Statistica versão 6 (StatSoft, Inc., 2001), com vista a identificar as correlações existentes entre as condições de coagulação avaliadas, a morfologia dos flocos formados, assim como seu efeito sobre as eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Os procedimentos de aquisição e tratamento das imagens foram realizados pela Dr^a Yovanka Pérez Ginoris.

4.5 - TRATAMENTO ESTATÍSTICO DOS RESULTADOS

Após o processamento e análise das imagens digitais dos flocos formados no processo de coagulação foi determinada a distribuição de frequências do diâmetro equivalente dos mesmos para cada condição experimental avaliada.

Os parâmetros estatísticos, média e desvio padrão, foram determinados para as medições referentes aos descritores morfológicos (diâmetro equivalente, circularidade, fator forma, convexidade e porosidade bidimensional) e para a turbidez residual.

A verificação da existência de influência significativa das condições de coagulação testadas sobre as eficiências de remoção dos parâmetros avaliados (turbidez residual, coliformes totais, *E. coli* e oocistos de *Cryptosporidium*) e sobre a morfologia dos flocos (diâmetro equivalente, circularidade, fator forma, convexidade e porosidade bidimensional) foi realizada pela aplicação do teste não paramétrico de análise de variância de Kruskal-Wallis por classificações múltiplas, ao nível de 95% de confiança.

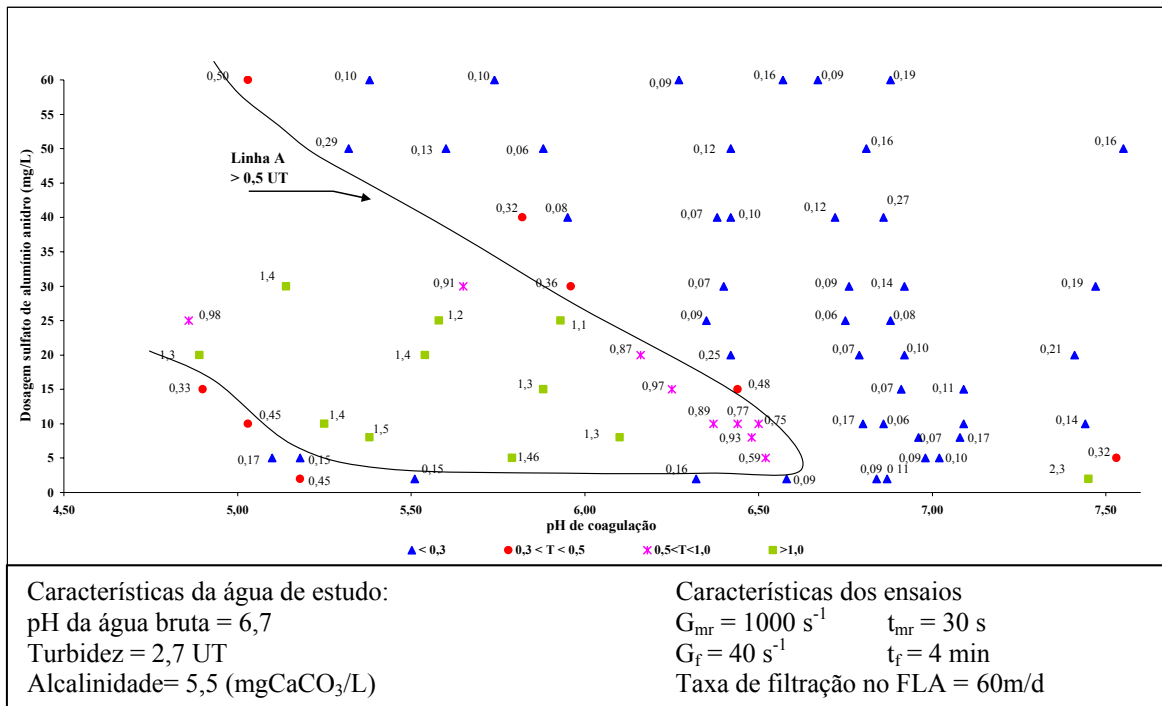
5 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados e discutidos os resultados obtidos na fase experimental em escala de bancada e em escala piloto desse estudo. Primeiramente são apresentados os dois diagramas de coagulação elaborados e em seguida os resultados dos 21 experimentos de filtração direta descendente, nos quais foram monitorados o desempenho hidráulico do filtro piloto (perda de carga, vazão), analisados alguns parâmetros da qualidade da água (turbidez, pH, alumínio, clorofila-a, coliformes totais, *E. coli* e oocistos de *Cryptosporidium*) e avaliada a morfologia dos flocos de coagulação por análise de imagem.

5.1 - DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

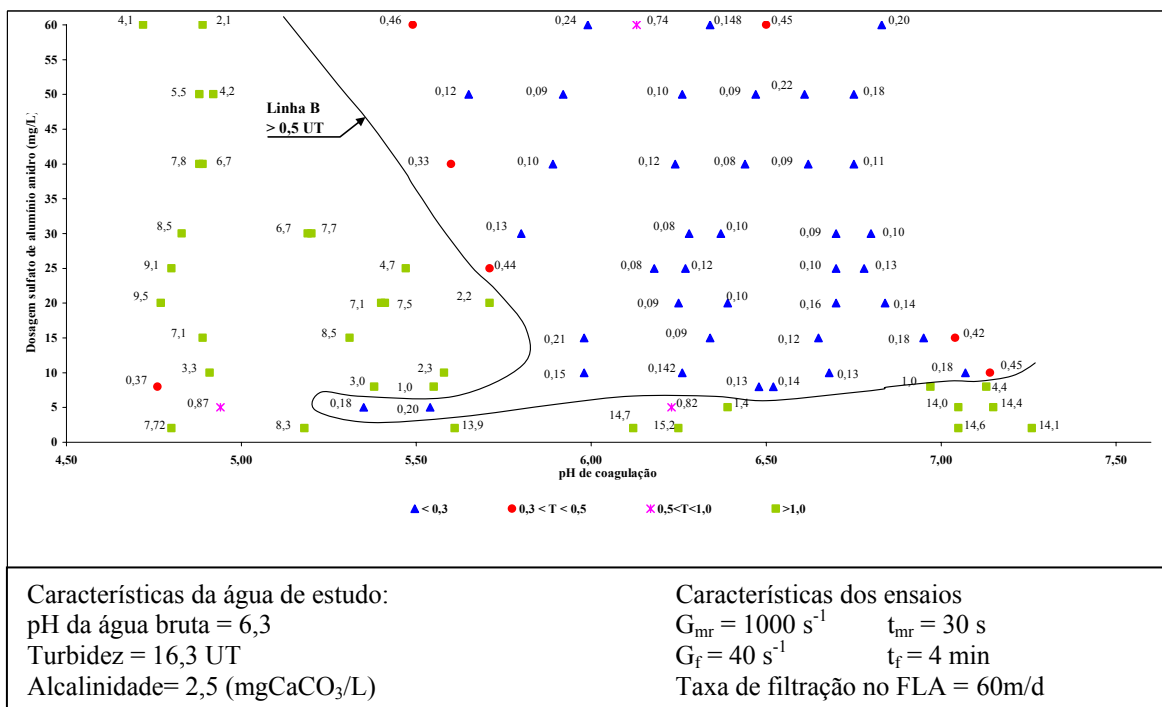
Antes de dar início aos experimentos de filtração direta descendente, foram realizados testes de jarros com a água da represa do Torto, com o objetivo de obter o diagrama de coagulação do sulfato de alumínio que serviu como uma ferramenta de apoio na avaliação das condições de coagulação a serem adotadas nos experimentos em escala piloto. Devido os experimentos terem sido realizados nos meses de outubro de 2006 a abril de 2007, período caracterizado por estiagem e chuva, verificou-se a necessidade de confeccionar dois diagramas de coagulação, um para água Tipo I (estiagem) e outro para água Tipo II (chuva). Os diagramas de coagulação estão apresentados nas Figuras 5.1 e 5.2.

As regiões de coagulação otimizadas foram selecionadas tendo como meta de qualidade a produção de água filtrada no FLA com turbidez $\leq 0,5$ UT. Em ambos os diagramas de coagulação (Figuras 5.1 e 5.2) observa-se que, para as faixas de dosagens testadas, a eficiência de remoção de turbidez é alta para uma ampla faixa de dosagem de coagulante para diferentes valores de pH de coagulação. À direita das linhas A e B observa-se uma região significativa, onde é possível obter a turbidez da água filtrada com valores inferiores a 0,5 UT, inclusive para baixas dosagens aplicadas.



Legenda: G_{mr} – gradiente de velocidade de mistura rápida; G_f – gradiente de velocidade de floculação; t_{mr} – tempo de detenção da mistura rápida; t_f – tempo de detenção da floculação.

Figura 5.1 – Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio na água Tipo I



Legenda: G_{mr} – gradiente de velocidade de mistura rápida; G_f – gradiente de velocidade de floculação; t_{mr} – tempo de detenção da mistura rápida; t_f – tempo de detenção da floculação.

Figura 5.2: Diagrama de coagulação do sulfato de alumínio para água Tipo II

No diagrama de coagulação de sulfato de alumínio para água Tipo I (estiagem - baixa turbidez), observa-se uma pequena região otimizada para dosagem de coagulante muito

baixa (2 mg/L de sulfato de alumínio anidro) em uma ampla faixa de valores de pH (5,0 a 7,0). Entretanto, a maior região otimizada é verificada para os valores de pH acima de 6,5 e toda faixa de dosagem testada (2 a 60 mg/L de sulfato de alumínio). Cabe, entretanto, destacar que no intervalo de valores de pH entre 5,0 a 6,0 verificou-se baixos valores de turbidez remanescente para dosagens de coagulante mais elevadas (30 a 60 mg/L de sulfato de alumínio anidro), que podem estar associadas à ocorrência da chamada “coagulação melhorada” (*enhanced coagulation*).

Para a água Tipo II o diagrama de coagulação de sulfato de alumínio mostrou uma maior região otimizada para os valores de pH entre 6,0 e 7,0 e dosagens de sulfato de alumínio entre 8 e 60 mg/L.

5.2 - EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

5.2.1 - Água de estudo – Represa do Torto

A caracterização da água bruta da represa do Torto com relação aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos ao longo dos experimentos de filtração está apresentada na Tabela 5.1 e em forma de gráficos nas Figuras 5.3 e 5.4.

Tabela 5.1 – Características da água da Represa do Torto – Outubro/2006 a Abril/2007

Parâmetro	Varição (Out.-Dez/2006)	Varição (Jan.-Abril/2007)
Turbidez (UT)	3,5 – 26,2	3,8 – 13,8
pH	6,2– 6,7	6,1 – 6,5
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	2,5 – 5,5	3,0 – 5,0
Clorofila-a (µg/L)	1,06 – 3,56	0,92 – 5,41
Coliformes totais (NMP/100ml)	3,8x10 ² – 1,7x10 ⁴	7,8x10 ² – 6,1x10 ³
<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	4,1x10 ¹ – 7,7x10 ³	0,5x10 ¹ – 5,8x10 ²

No período do estudo a água da Represa do Torto coletada para os experimentos apresentou características bem variáveis, exceto no que se refere ao valor de pH e alcalinidade, atribuídas principalmente aos períodos distintos de estiagem e chuvas e provavelmente também ao sistema de operação da Represa e a forma de coleta das amostras.

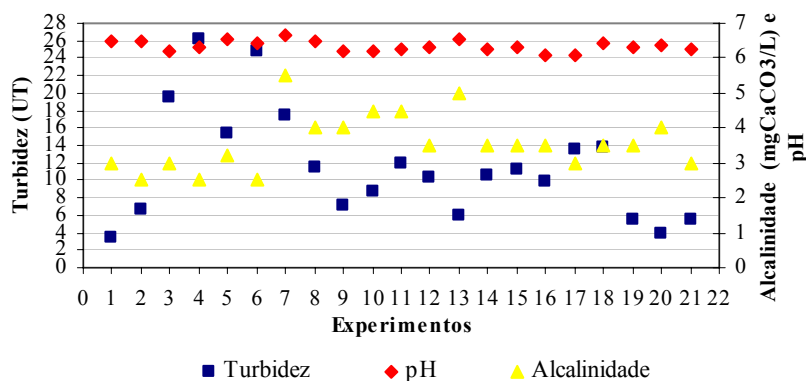


Figura 5.3 – Caracterização da água bruta – Turbidez, pH e Alcalinidade

Os experimentos 1 e 2 ocorreram no final do período seco (primeira quinzena de outubro de 2006) e as amostras de água foram coletadas na elevatória da CAESB; os experimentos 3, 4, 5, 6, foram realizados após as primeiras e intensas chuvas e amostras de água foram coletadas diretamente na barragem; os experimentos 7; 8 e 9 foram realizados no período de chuvas e a coleta era feita no leito do córrego devido ao fato da barragem ter sido completamente esvaziada; os experimentos 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20 e 21 foram efetuados no período de chuvas menos intensas e as coletas foram realizadas na barragem por meio de bomba.

Os picos de turbidez registrados nos experimentos 3, 4, 5, 6 e 7 coincidiram com o período das primeiras e intensas chuvas. Os baixos valores de alcalinidade verificados comprovam uma característica que vem sendo observada nas águas do Distrito Federal e são comparáveis a valores obtidos por outros autores (Bratby, 1986; Fagundes, 2006).

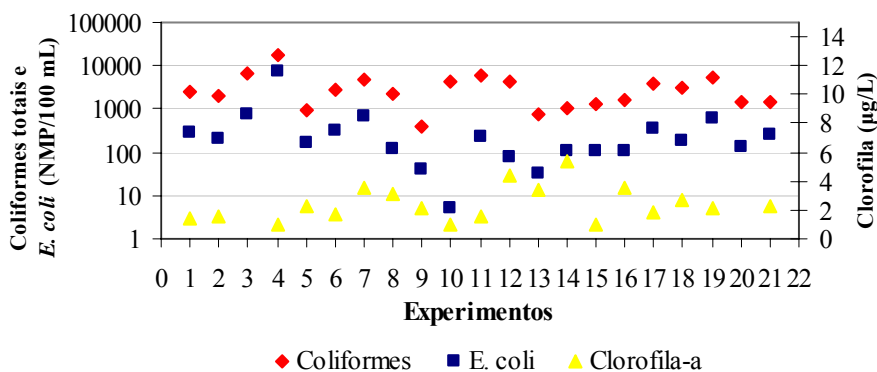


Figura 5.4 – Caracterização da água bruta – Coliformes e clorofila-a

O pico observado para as bactérias indicadoras coliforme totais e *E. coli* (Figura 5.4) no experimento 4 está associado também ao início do período chuvoso. Quanto à variação nos valores de clorofila-a pode-se atribuir esse comportamento, possivelmente, ao fato de que nesse período de estudo o regime de operação da represa passou por algumas variações: completamente cheia sem sangramento; descarga de fundo completamente aberta e a represa praticamente vazia passando a água somente pelo leito do córrego; ou parcialmente cheia recebendo descarga da barragem de Santa Maria cuja água apresenta presença de algas.

5.2.2 - Resumo dos experimentos de filtração direta

Os experimentos de filtração foram realizados em duas faixas de valores de pH (5,0 – 5,5 e 6,0 – 7,0) e sob condições de dosagens ótimas de coagulação e condições de “super-dosagem” de coagulante. A Tabela 5.2 mostra um resumo dos experimentos indicando as condições de coagulação em que os mesmos foram realizados.

Tabela 5.2 – Síntese dos experimentos de filtração direta descendente.

Exp.	Data	Turbidez AB*(UT)	pH AB*	pH AC	pH AF	Dosagem de sulfato de alumínio anidro (mg/L)
1	04/10/06	3,5	7,4	6,8	6,8	Dosagem ótima-(5)
3	19/10/06	19,6	7,5	6,8	6,8	Dosagem ótima-(10)
4	25/10/06	26,2	7,5	6,9	6,8	Dosagem ótima-(9)
5	01/11/06	15,2	7,6	6,8	6,8	Dosagem ótima-(8)
6	06/11/06	24,8	7,6	6,9	6,8	Dosagem ótima-(9)
7	28/11/06	17,4	7,5	6,8	6,7	Dosagem ótima-(9)
9	06/12/06	7,0	7,1	6,8	6,8	Dosagem ótima-(5)
10	23/01/07	8,9	7,2	6,8	6,9	Dosagem ótima-(6)
12	30/01/07	10,3	7,3	6,8	6,7	Dosagem ótima-(6)
14	06/02/07	10,3	7,3	6,8	6,8	Dosagem ótima-(6)
16	16/02/07	9,5	6,3	5,5	5,9	Dosagem ótima-(4)
19	18/04/07	5,5	6,4	5,0	5,7	Dosagem ótima-(3)
21	24/04/07	5,6	6,2	5,1	5,9	Dosagem ótima-(3)
2	15/10/06	6,6	7,9	6,7	6,6	Super-dosagem-(30)
8	30/11/06	11,3	7,8	6,5	6,5	Super-dosagem-(25)
11	26/01/07	11,7	7,7	6,4	6,5	Super-dosagem-(25)
13	03/02/07	6,0	7,6	6,3	6,3	Super-dosagem-(25)
15	08/02/07	11,0	7,8	6,7	6,6	Super-dosagem-(25)
17	19/02/07	13,8	7,1	5,3	5,6	Super-dosagem-(25)
18	21/02/07	13,4	7,3	5,3	5,6	Super-dosagem-(45)
20	23/04/07	3,8	7,4	5,1	5,4	Super-dosagem-(60)

Legenda: AB* - água bruta preparada; AC - água coagulada; AF - água filtrada

As faixas de valores de pH de coagulação foram selecionadas com base nos diagramas de coagulação mostrados nas Figuras 5.1 e 5.2 que sugerem a ocorrência de predominância de mecanismos de coagulação distintos em cada faixa de pH. Já os valores de dosagem de coagulante foram selecionados com base em resultados de testes de jarros que eram realizados antes do início de cada experimento de filtração.

Exemplificando. Se, em função do planejamento de experimentos o pH de coagulação a ser avaliado era na faixa de 5,0 a 5,5, era então realizado um teste de jarros com a água a ser usada no experimento de filtração (água coletada no dia do experimento) corrigindo o pH de coagulação para o valor desejado e variando-se a dosagem de coagulante. A partir dos resultados determinava-se a dosagem ótima, e quando era o caso, a partir do valor da dosagem ótima, definia-se o valor da “super-dosagem” a ser utilizada.

É importante explicitar que o termo super-dosagem é utilizado nesse trabalho para caracterizar valores de dosagem muito superiores a dosagem ótima estabelecida no dia da realização do teste de jarros. Nesse trabalho o termo super-dosagem não é necessariamente associado a uso de uma dosagem que promove resultados negativos na qualidade da água produzida. Como pode ser observado comparando-se as dosagem apresentadas na Tabela 5.2 com os diagramas de coagulação das Figuras 5.1 e 5.2, todas as condições de coagulação adotadas, com exceção da condição referente ao experimento 17 (25 mg/L de sulfato de alumínio e pH de coagulação de 5,3), apresentaram turbidez residual no teste de jarros inferior a 0,5 UT.

A Tabela 5.3 indica a caracterização da água bruta preparada, ou seja, após alcalinização ou acidificação e inoculação dos oocistos de *Cryptosporidium* na água do reservatório do Córrego do Torto.

Tabela 5.3 – Caracterização da água bruta preparada (AB*) – Novembro/2006 a Abril/2007

Experi- mentos	Turbidez (UT)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO₃)	Clorofila-a (µg/L)	Colif. Totais (NMP/100ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100ml)
1 ^(DO)	3,5	7,4	17	1,45	2382	295
2 ^(SD)	6,6	7,9	59	1,58	1904	201
3 ^(DO)	19,6	7,5	35	-	6867	743
4 ^(DO)	26,2	7,5	25	1,06	17329	7701
5 ^(DO)	15,3	7,6	21	2,24	987	169

Tabela 5.3 – (continuação) - Caracterização da água bruta preparada (AB*) –
 Novembro/2006 a Abril/2007

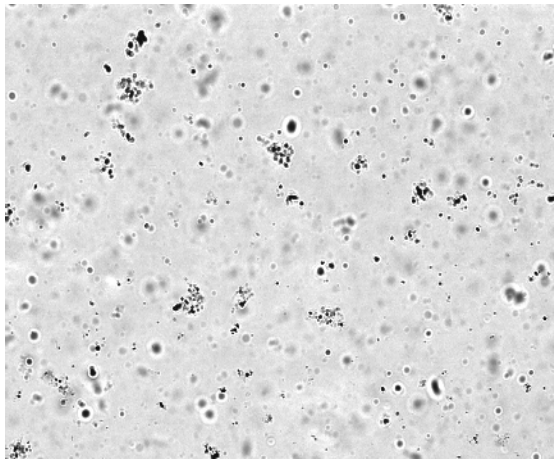
Experi- mentos	Turbidez (UT)	pH	Alcalinidade (mg/L CaCO ₃)	Clorofila-a (µg/L)	Colif. Totais (NMP/100ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100ml)
6 ^(DO)	24,8	7,6	24	1,72	2851	309
7 ^(DO)	17,4	7,5	20	3,56	4610	712
8 ^(SD)	11,3	7,8	40	3,17	2247	121
10 ^(DO)	8,9	7,2	20	0,92	4352	52
11 ^(SD)	11,7	7,7	33	1,58	6131	218
12 ^(DO)	10,3	7,3	19	4,36	4352	75
13 ^(SD)	6,0	7,6	38	3,43	776	31
14 ^(DO)	10,3	7,3	23	5,41	1050	110
15 ^(SD)	11,0	7,8	58	1,06	1307	105
16 ^(DO)	9,5	6,3	4,5	3,56	1565	110
17 ^(SD)	14,0	7,1	17	1,85	3873	350
18 ^(SD)	13,4	7,3	34	2,64	3076	185
19 ^(DO)	5,4	6,4	2	2,11	5172	581
20 ^(SD)	3,8	7,4	42	-	1500	134
21 ^(DO)	5,4	6,2	2	224	1396	243

5.2.3 - Vazões e taxas de filtração

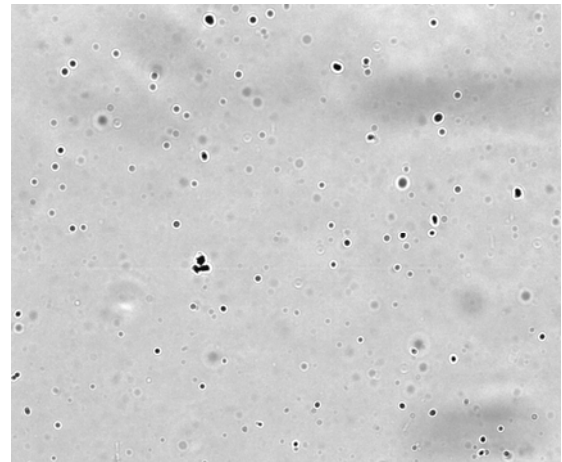
Todos os experimentos foram realizados com taxa de filtração constante de 210 m³/m²d. Antes de iniciar o experimento, o sistema era sistematicamente testado e aferido com água destilada de forma a garantir a vazão inicial desejada. Em alguns experimentos observou-se nos primeiros minutos de operação (0 a 3 minutos) pequenas variações na vazão que eram controladas imediatamente com a abertura ou fechamento do controle do rotâmetro. Também nos últimos minutos da carreira de filtração foram observadas pequenas variações quando a perda de carga alcançava valores entre 1,60 a 1,70 m e não era mais possível controlar o rotâmetro devido a esses valores serem a carga máxima disponível na instalação piloto.

5.2.4 - Parâmetros morfológicos dos flocos por análise de imagens

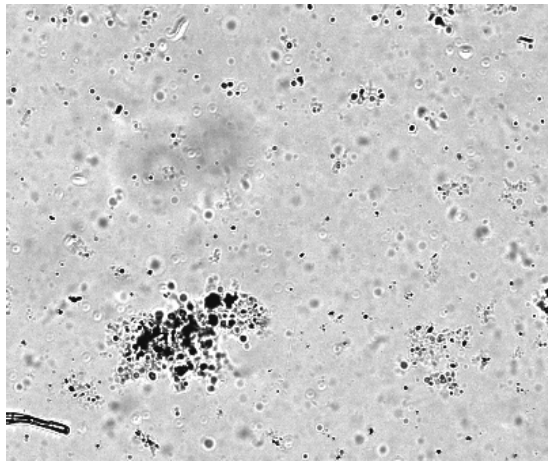
As imagens obtidas por análise digital de imagem revelam que os flocos formados nas distintas condições de coagulação estudadas exibiram diferenças no aspecto físico. A Figura 5.5, ilustra as imagens digitais representativas dos flocos obtidos nas quatro condições de coagulação estudadas.



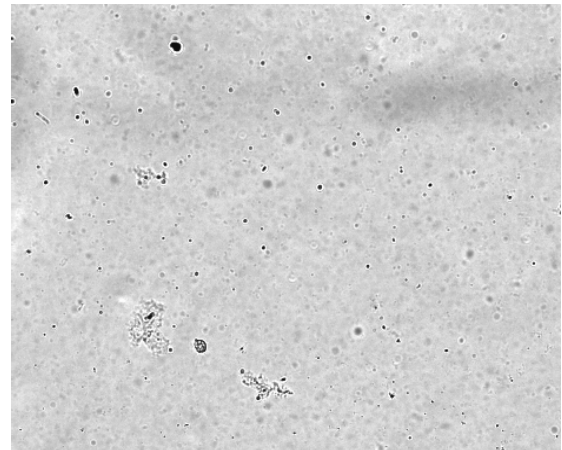
(a)



(b)



(c)



(d)

Figura 5.5 – Imagens digitais referentes aos flocos formados no processo de coagulação: (a) dosagem ótima e pH de coagulação 6,8 - 6,9; (b) dosagem ótima e pH de coagulação 5,0 – 5,5; (c) super-dosagem e pH de coagulação 6,3- 6,7; d) super-dosagem e pH de coagulação 5,0 – 5,5. Técnica microscópica de campo claro e aumento de 100X

Para caracterizar a morfologia dos flocos foram realizadas duas réplicas de amostragem de imagem para cada condição experimental avaliada e, em todas as condições de coagulação analisadas, o histograma de frequências do tamanho dos flocos refletiu uma distribuição log-normal.

A Figura 5.6 ilustra as distribuições de frequências relativas ao tamanho dos flocos obtidos no processo de coagulação em dois experimentos realizados aplicando dosagem ótima e super-dosagem.

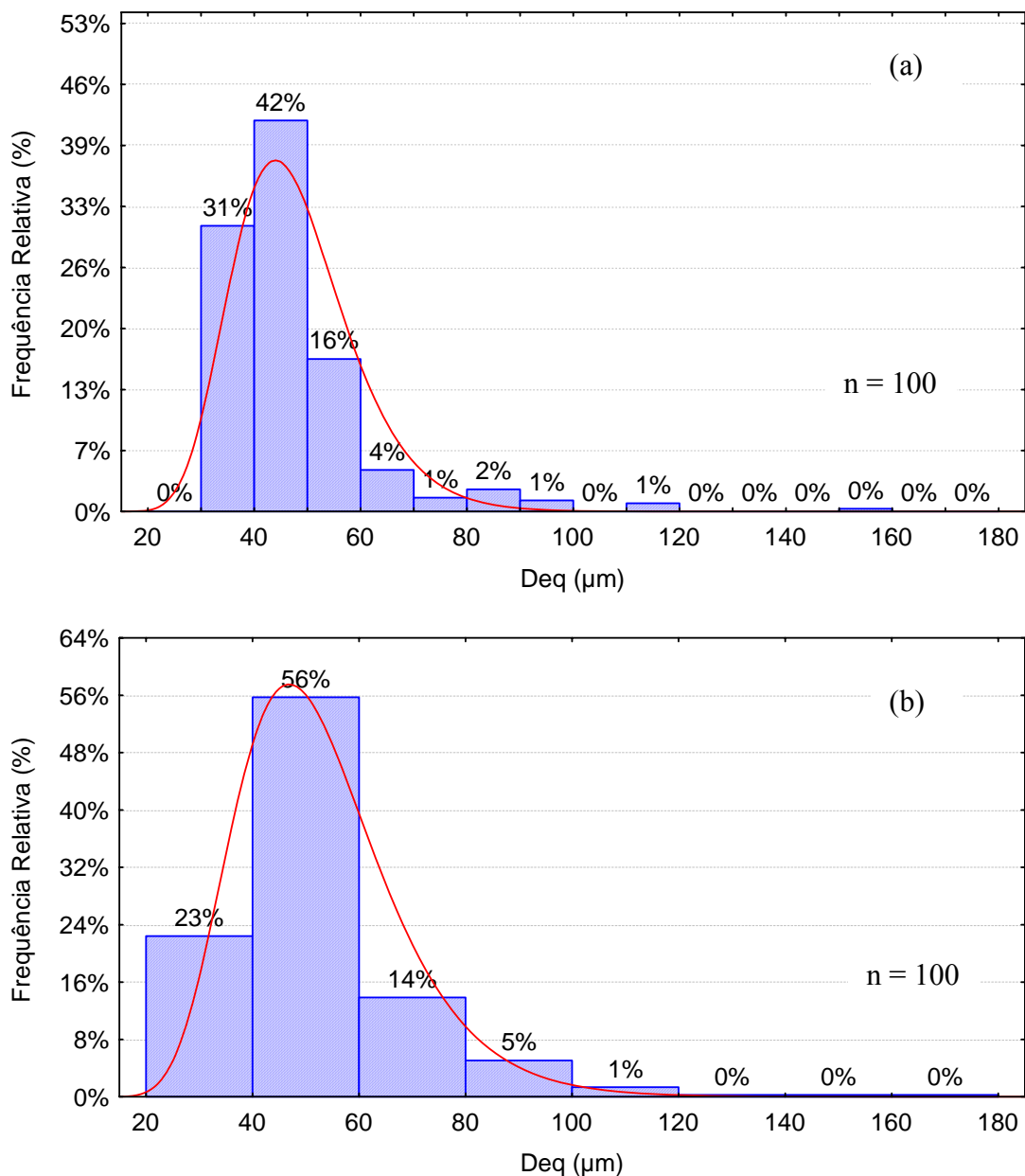


Figura 5.6 – Histograma de distribuição de frequências do Diâmetro Equivalente (Deq) dos flocos formados usando duas das condições de coagulação estudadas: (a) pH_{coagulação} = 6,8 e dose de coagulante = 9 mg/L; (b) pH_{coagulação} = 6,3 e dose de coagulante = 25 mg/L.

A distribuição log-normal de tamanho de flocos formados em sistemas de tratamento de esgotos por lodos ativados e no tratamento de água para consumo humano já foi relatada por Grijpsperdt e Verstraete (1997) e Chakraborti *et al* (2003). De acordo com Li e Ganczarczyk (1991 *apud* Ginoris, 2006), este tipo de distribuição é típica de grupos de dados, nos quais, parte dos valores referentes à dimensão dos flocos tem sido arbitrariamente excluídos da análise. No presente estudo, foram excluídos da análise de imagens da distribuição de tamanho, os flocos com área projetada menor que 1% da área total das imagens, a fim de diminuir o erro de medição dos parâmetros morfológicos. A

distribuição de tamanho dos flocos formados no processo de coagulação está indicada na Figura 5.7.

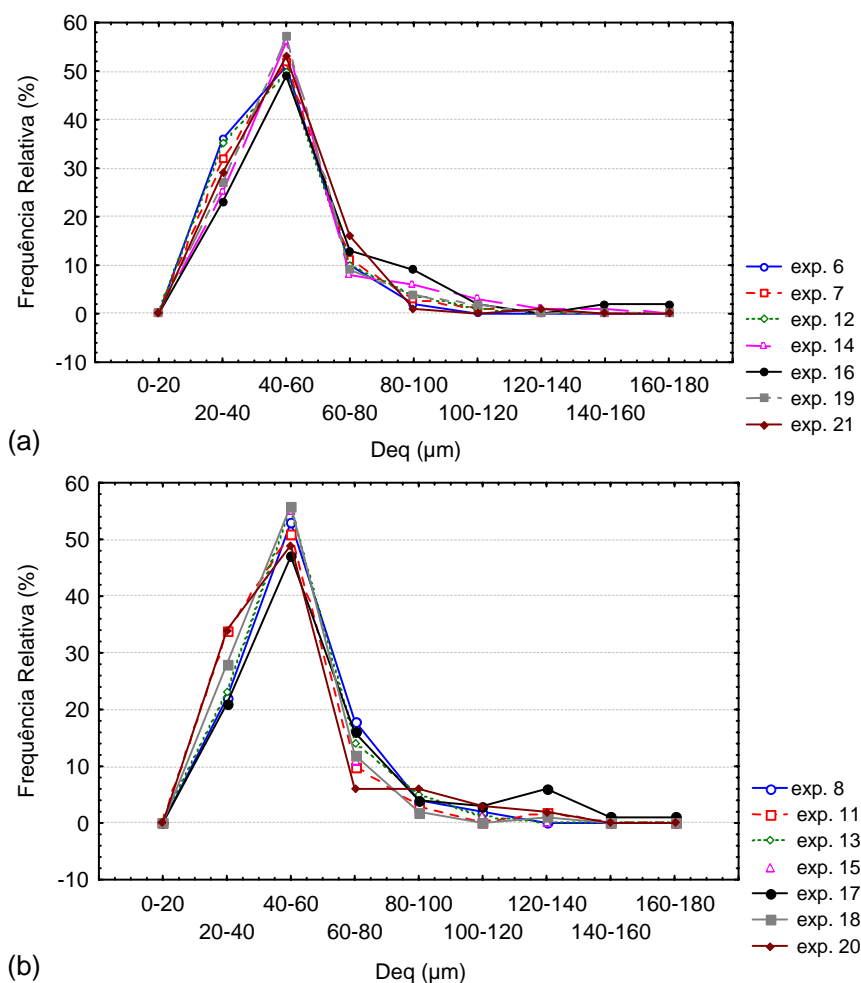


Figura 5.7 - Distribuição de tamanho dos flocos formados nos ensaios de filtração direta descendente: (a) Experimentos efetuados em condição de dosagem ótima de coagulante; (b) Experimentos efetuados em condição de super-dosagem de coagulante.

Dos dados de distribuição de tamanho dos flocos formados no processo de coagulação (Figura 5.7), observa-se que em todas as condições de coagulação avaliadas, de modo geral, os flocos presentes nas amostras analisadas apresentaram tamanhos na faixa de 20 a 160 μm e a maior frequência de tamanhos correspondeu ao intervalo compreendido entre 40 e 60 μm , com percentuais que oscilaram entre 48 e 59 %.

Os parâmetros morfológicos obtidos após a análise digital das imagens dos flocos formados nos experimentos de filtração realizados sob diferentes condições de coagulação estão apresentados na Tabela 5.4

Tabela 5.4 – Valores médios e desvios padrão relativos aos flocos formados nos experimentos de filtração sob diferentes condições de coagulação, (n = 100).

Dosagem $Al_2(SO_4)_3$	pH	Nº	Deq (μm) média $\pm \sigma$	2D- ϵ média $\pm \sigma$	Circ. média $\pm \sigma$	Conv média $\pm \sigma$	FF média $\pm \sigma$
Dosagem ótima	6,8 a 6,9	6	47,6 \pm 13,41	0,054 \pm 0,0342	3,2 \pm 1,09	0,75 \pm 0,071	0,33 \pm 0,099
		7	47,8 \pm 14,36	0,073 \pm 0,0409	4,0 \pm 1,52	0,71 \pm 0,083	0,25 \pm 0,095
		12	48,9 \pm 14,39	0,105 \pm 0,0625	3,2 \pm 1,25	0,75 \pm 0,073	0,33 \pm 0,110
		14	51,8 \pm 20,33	0,091 \pm 0,0854	3,3 \pm 1,34	0,75 \pm 0,078	0,32 \pm 0,112
	5,0 a 5,5	16	56,7 \pm 27,83	0,067 \pm 0,0631	4,0 \pm 2,18	0,72 \pm 0,112	0,31 \pm 0,161
		19	50,1 \pm 15,11	0,028 \pm 0,0347	2,3 \pm 0,94	0,84 \pm 0,091	0,47 \pm 0,174
		21	48,7 \pm 13,72	0,043 \pm 0,0465	2,7 \pm 1,10	0,81 \pm 0,085	0,41 \pm 0,153
Super- dosagem	6,3 a 6,7	8	52,3 \pm 17,83	0,141 \pm 0,0742	4,5 \pm 1,80	0,67 \pm 0,088	0,24 \pm 0,093
		11	47,5 \pm 16,30	0,121 \pm 0,0711	4,1 \pm 1,76	0,70 \pm 0,082	0,27 \pm 0,102
		13	53,1 \pm 19,88	0,168 \pm 0,0850	5,0 \pm 2,21	0,65 \pm 0,088	0,22 \pm 0,091
		15	49,6 \pm 14,24	0,148 \pm 0,0832	4,5 \pm 1,87	0,67 \pm 0,087	0,25 \pm 0,098
	5,0 a 5,5	17	59,7 \pm 28,42	0,065 \pm 0,0545	3,1 \pm 1,28	0,76 \pm 0,088	0,35 \pm 0,132
		18	50,3 \pm 19,04	0,108 \pm 0,0737	4,4 \pm 1,90	0,69 \pm 0,099	0,26 \pm 0,116
		20	50,0 \pm 18,72	0,103 \pm 0,0827	3,3 \pm 1,42	0,76 \pm 0,090	0,34 \pm 0,127

Deq - Diâmetro Equivalente; 2D- ϵ – Porosidade bidimensional; Circ. – Circularidade; Conv – Convexidade; FF - Fator de Forma; Nº - número do experimento

Os flocos formados em condições de dosagem ótima, de modo geral, apresentaram valores de Convexidade e Fator Forma mais próximos da unidade quando comparados com os valores obtidos para os mesmos parâmetros em condições de super-dosagem de coagulante. Essa diferença sugere que os flocos formados sob condição de dosagem ótima tendem a apresentar estrutura mais regular do que os flocos originários da super-dosagem. Essas características na estrutura dos flocos ficaram mais evidenciadas nos experimentos efetuados com pH de coagulação na faixa de 5,0 a 5,5.

A porosidade (2D- ϵ) dos flocos formados em condições de dosagem ótima também foi, de um modo geral, menor do que a porosidade dos flocos desenvolvidos em condições de super-dosagem, o que sugere a existência de relação entre a irregularidade dos flocos e a porosidade dos mesmos. Observa-se também que as condições de super-dosagem e pH de

coagulação na faixa de 6,3 a 6,7 favoreceram a formação de flocos com maior irregularidade e porosidade entre as condições de coagulação avaliadas.

De forma geral, verifica-se que, independente do pH de coagulação utilizado nos experimentos, os flocos obtidos em condições de dosagem ótima apresentaram uma estrutura mais regular e menos porosa em relação aos flocos formados em condições de super-dosagem de coagulante, os quais exibiram uma estrutura irregular e porosa. Devido a grande variabilidade nos valores do diâmetro equivalente dos flocos obtidos em todas as condições de coagulação avaliadas, não foi possível distinguir uma influência das condições de coagulação (pH e dosagem de coagulante) no tamanho dos flocos.

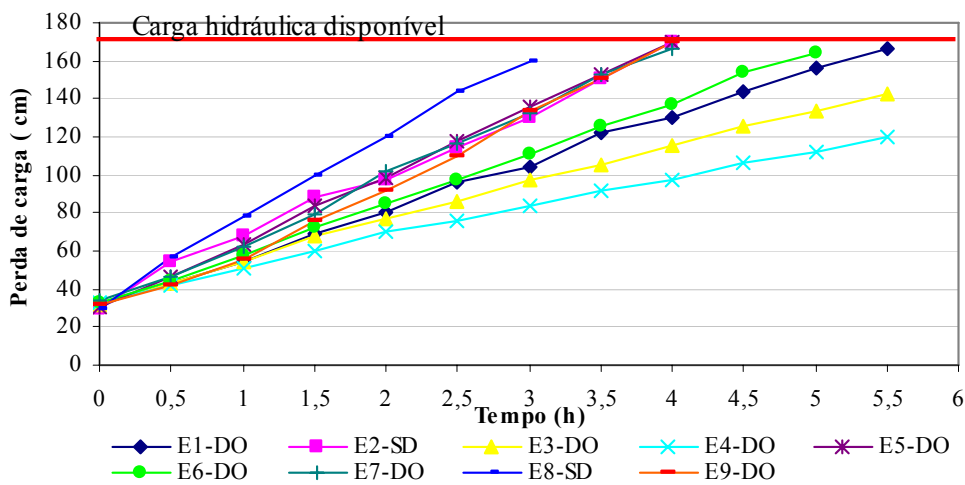
5.2.5 - Perdas de carga

As perdas de cargas ao longo do meio filtrante foram acompanhadas durante toda a duração de cada experimento de filtração, por meio das leituras piezométricas. A instalação piloto operava com uma carga hidráulica disponível de 1,7 m e praticamente quase todos os experimentos, com exceção do nº 3; 4; 19 e 21, tiveram a carreira de filtração encerrada pela completa utilização da carga hidráulica disponível, resultando em aumentos de perdas de carga entre 1,3 a 1,4 m. A perda de carga inicial do meio filtrante limpo era em torno de 30 cm.

Praticamente em todos os experimentos foram observadas carreiras de filtração de curta duração, que podem estar associadas à granulometria do meio filtrante. Bratby (1986) estudou a viabilidade de implantação da tecnologia de filtração direta para tratar as águas dos Lagos Santa Maria e Torto, caracterizadas por baixa turbidez e presença de algas e verificou que para se produzir carreira de filtração com duração aceitável era necessário um meio filtrante de tamanho efetivo de pelo menos 2,4 mm e coeficiente de desuniformidade de 1,1.

Em função das espessuras diferentes do meio filtrante MF1 (1,10 m) e MF2 (0,95 m), do período em que foram realizados os experimentos e também pelo fato de que os experimentos de filtração foram realizados com água bruta que apresentava diferenças de qualidade, particularmente com relação à turbidez, os dados estão apresentados em dois

grupos. As perdas de cargas dos experimentos de 1 a 9 são apresentadas na Figura 5.8 e do restante dos experimentos na Figura 5.9.



Legenda: E - experimento; DO – dosagem ótima; SD – super-dosagem

Figura 5.8 – Perdas de carga nos experimentos de filtração direta descendente, realizados no meio filtrante MF1, no período de Outubro a Dezembro /2006

Os experimentos que foram realizados com dosagem ótima (E1, E3, E4, E5, E6, E7 e E9) apresentaram variações com relação à taxa de crescimento da perda de carga. Os experimentos E1, E5, E6, E7 e E9 conforme pode ser observado no Apêndice D (Figuras D.1, D.5, D.6, D.7 e D.9), apresentaram comportamento similares, ou seja altas perdas nas camadas superficiais (0 a 20 cm), praticamente não acontecendo penetração das impurezas ao longo da profundidade do meio filtrante. Entretanto nos experimentos 1 e 6 a duração das carreiras de filtração foi um pouco mais longa em relação aos experimentos E5, E7 e E9, de acordo com as Figuras D1 e D6 (Apêndice D), observa-se que ocorreu uma maior penetração das impurezas na terceira camada (10 a 20 cm).

Os experimentos E3 e E4 apresentaram comportamento diferenciado dos demais experimentos com dosagem ótima. As carreiras de filtração foram mais longas e, considerando que a taxa de crescimento das perdas de carga mantivesse constante, possivelmente as carreiras durariam 6,5 h e 8,5 h, respectivamente. Esse comportamento pode estar associado ao fato dos experimentos terem sido realizados logo após as primeiras e intensas chuvas, podendo ter ocorrido um arraste de partículas, que conjugado à forma de operação da represa (comportas de fundo totalmente abertas minimizando a sedimentação), levou a valores de turbidez da água bruta mais elevados com presença de partículas

maiores, beneficiando dessa forma os mecanismos de filtração e melhorando o desempenho da filtração.

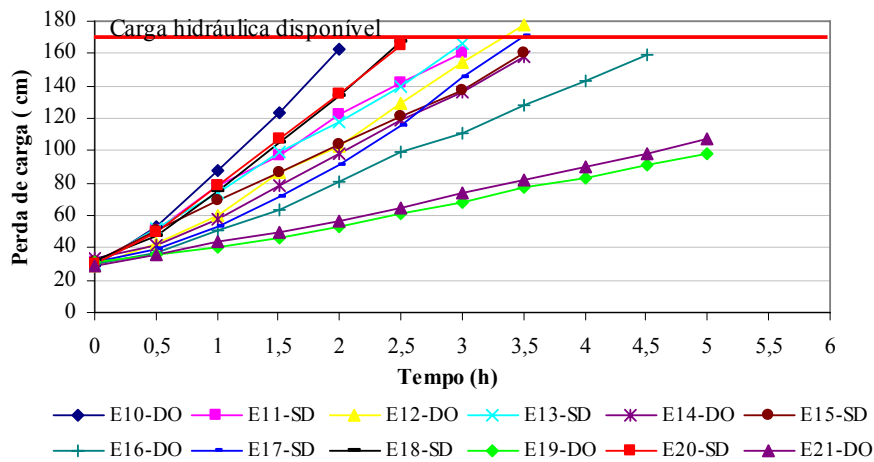
Os experimentos que foram realizados em condições de coagulação com super-dosagem de coagulante (E2 e E8) apresentaram carreiras de filtração mais curtas, que provavelmente estão associadas ao mecanismo de coagulação predominante e à morfologia do floco formado nessas condições de coagulação. De acordo com os valores dos parâmetros morfológicos mostrados na Tabela 5.4, estes flocos exibiram uma morfologia mais irregular e mais porosa em comparação com os flocos formados em condições de dosagem ótima. Contudo, observa-se pelos gráficos apresentados no Apêndice D (Figuras D.2 e D.8) que ocorreram melhores distribuições das perdas de carga ao longo das camadas do meio filtrante, mostrando um discreto avanço na penetração das impurezas no meio filtrante.

Tendo em vista a curta duração das carreiras de filtração nos experimentos E1 a E9, e a não ocorrência de penetração significativa da frente de impurezas, optou-se por reduzir a espessura do meio filtrante, e permitir uma maior carga hidráulica disponível para operação do filtro piloto, na tentativa de se obter carreiras de filtração mais longas. Dessa forma, os experimentos E10 a E21 foram realizados no meio filtrante de espessura de 0,95 m.

Apesar da alteração da espessura do meio filtrante e do aumento de carga hidráulica disponível, os experimentos (E10 a E21) realizados no período de janeiro a abril de 2007 apresentaram, de modo geral, carreiras de filtração mais curtas do que na etapa anterior, conforme mostra a Figura 5.9. A diferença deste período com relação ao anterior foi a ocorrência de chuvas menos intensas e novamente o enchimento da represa, o que provavelmente teve influência nas variações das características da água bruta conforme mostrado na Tabela 5.1 e Figuras 5.3 e 5.4, especificamente na turbidez, com valores relativamente mais baixos, e na clorofila-a, com valores ligeiramente mais elevados.

A influência das características da água bruta na duração da carreira de filtração ficou evidente nos experimentos E19 e E21, que foram realizados no mês de abril, em dosagens ótimas de coagulação e valores de turbidez baixos (5,5 UT), obtendo-se carreiras de filtração comparativamente mais longas. Entretanto não se pode atribuir o menor desenvolvimento da taxa de crescimento da perda de carga apenas às alterações da

qualidade da água, pois nesses experimentos o valor do pH de coagulação foi próximo de 5. Observando o diagrama de coagulação elaborado por Amirtharajah e Mills (1982) verifica-se que as condições de coagulação utilizadas nos referidos experimentos conduz a uma região em que o mecanismo predominante de coagulação é o de adsorção e neutralização de cargas, mecanismos mais indicado para aplicação da filtração direta.



Legenda: E - experimento; DO - dosagem ótima; SD – super-dosagem

Figura 5.9 – Perdas de cargas nos experimentos de filtração direta descendente, realizados no meio filtrante MF2, no período de Janeiro a Abril/2007

A influência do conjunto pH de coagulação e da dosagem de coagulante na taxa de crescimento de perda de carga fica mais notória quando se observa a Figura 5.10.

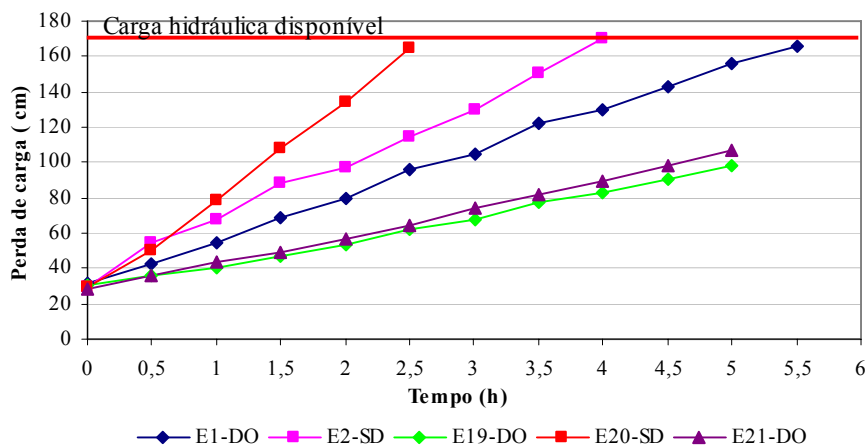


Figura 5.10 – Perdas de cargas nos experimentos de filtração direta descendente, realizados com turbidez baixa (<7,0 UT)

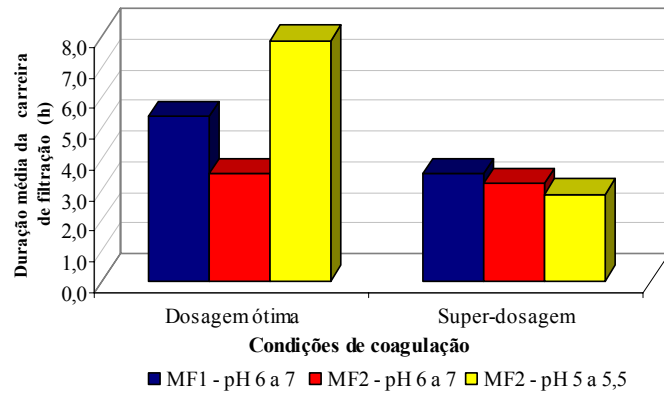
Os experimentos E1, E19 e E21 foram realizados com dosagem ótima de coagulante, em valores de pH de 6,8; 5,0 e 5,1, respectivamente; enquanto que os experimentos E2 e E20

com super-dosagem de coagulante e valores de pH de 6,7 e 5,1, respectivamente. Todos realizados com água de baixa turbidez (<7,0 UT). Os resultados (Figura 5.10) mostram que experimentos realizados em condições próximas de dosagem de coagulante, mas valores de pH diferentes apresentaram taxas de crescimento da perda de carga distintas, indicando dessa forma a influência dos mecanismos predominantes que atuaram em tais condições de coagulação.

Com relação ao uso de diferentes dosagens de coagulação (ótima e super-dosagem) pode-se observar na Figura 5.9 que as durações das carreiras de filtração apresentaram pequenas variações, apesar de ser notável a tendência de redução da duração com o uso da super-dosagem. Essa tendência é particularmente visível quando se comparam os experimentos E16, E17 e E18 nos quais as dosagens de sulfato de alumínio utilizadas foram, respectivamente 4 mg/L(DO), 25 mg/L (SD) e 45 mg/L (SD) refletindo, talvez, o efeito de incorporação de sólidos oriundos da precipitação do hidróxido de alumínio.

A menor duração de carreira de filtração ocorreu no experimento 10, onde ocorreu a formação de flocos com características diferentes dos demais experimentos. Foram coletadas amostras dos flocos formados para visualização no microscópio, onde foi verificada a presença de flocos de grandes dimensões e de bactérias filamentosas que parecem ter influenciando notavelmente o processo de coagulação. A presença desses microrganismos e flocos na água foi associada à forma de coleta da água bruta, que, por dificuldades operacionais, ocorreu próximo às pedras do talude da barragem. A curta duração da carreira de filtração foi resultado de uma filtração de ação superficial, visto que a retenção das impurezas ocorreu, praticamente, somente nos primeiros 5 cm do meio filtrante (Apêndice D – Figura D.10). O experimento 10 não será considerado nas análises de resultados, devido a essas interferências.

A Figura 5.11 mostra a duração média das carreiras de filtração dos experimentos realizados com o meio filtrante 1 e meio filtrante 2 nas diferentes condições de coagulação. Baseado nas discussões anteriores e nos dados da Figura 5.11, conclui-se que a duração das carreiras não esteve correlacionada com a espessura do meio filtrante, mas sim com a qualidade da água e as condições de coagulação. A combinação destes fatores exerceu uma influência considerável na morfologia dos flocos, demonstrado na análise de imagens dos flocos formados nas diferentes condições de coagulação avaliadas.



Experimentos 1 a 9 – Meio filtrante 1– Outubro a Dezembro/2006; Experimentos 10 a 21 – Meio Filtrante 2 – Janeiro a Abril/2007. Legenda: MF1 – meio filtrante 1; MF2 – meio filtrante 2

Figura 5.11 – Duração média das carreiras de filtração dos experimentos de filtração direta descendente, nas diferentes condições de coagulação

Como mencionado anteriormente, o uso de baixa dosagem de coagulante beneficiou a formação de flocos mais densos e regulares resultando em carreiras de filtração mais longas. A combinação de baixa dosagem de coagulante e baixo valor de pH de coagulação parece favorecer a ocorrência de carreiras de filtração mais longa para a água de estudo.

A ocorrência de carreiras de filtração de curta duração com uso de meio filtrante de camada dupla na filtração direta descendente é relatada em outros trabalhos. Dalsasso e Sens (2006) encontraram duração média de 5 horas para carreiras de filtração em meio filtrante de camada dupla de antracito (espessura de 90 cm, DE = 1,1 e CD = 1,1) e areia (espessura de 30 cm, DE = 0,50 com e CD = 1,1), em filtros pilotos operados em condições ótimas de coagulação e taxa de filtração de 200 m³/m².d. A água bruta nesses experimentos caracterizava-se por uma baixa turbidez e valores de clorofila-a mais elevados (4,6 a 34,7). Os filtros descritos por Dalsasso e Sens (2006) são similares aos adotados no presente estudo, porém com coeficiente de desuniformidade menor, o que favorece a maior penetração de impurezas e conseqüentemente carreiras mais longas, e valores de clorofila-a mais elevados.

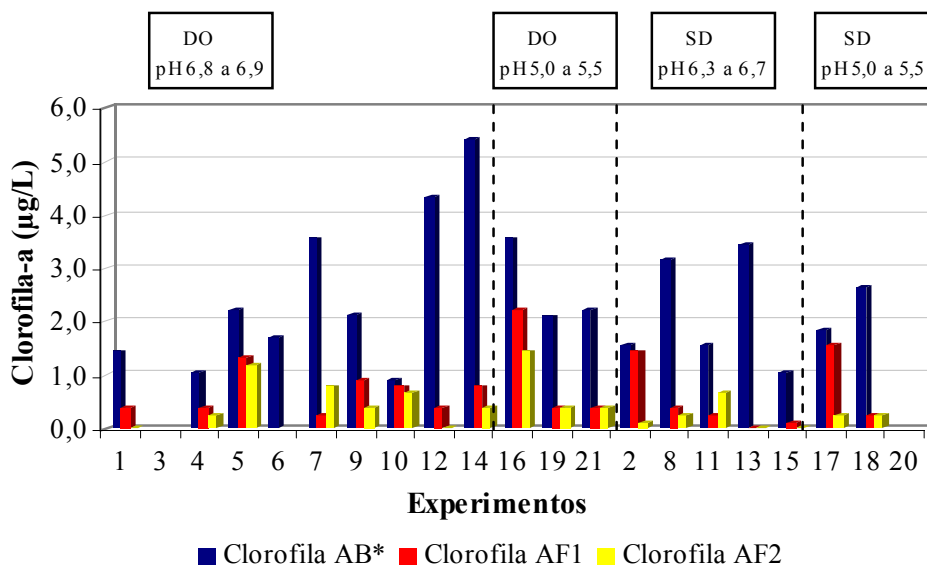
Fagundes (2006) avaliou a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente em meio granular praticamente uniforme (areia, CD = 1,15 e DE = 1,00), em condições similares, ou seja, na mesma instalação piloto operada com mesma taxa de filtração (210 m/d), em condições ótimas de coagulação (dosagem de sulfato de alumínio entre 4 a 10 mg/L e valores de pH de coagulação entre 6,5 a 6,7), valores de turbidez da

água bruta entre 2,5 a 9,2 UT e valores de clorofila-a entre 0 a 1,6 µg/L. Por questões operacionais as carreiras de filtração eram finalizadas em torno de 5 horas, entretanto se as taxas de crescimento das perdas de carga mantivessem o mesmo comportamento as carreiras de filtração teriam duração de 7 a 15 horas. Observa-se que as carreiras foram mais longas em relação às obtidas no presente estudo, este melhor desempenho pode estar associado aos valores de turbidez e clorofila-a da água bruta, e a uniformidade do material filtrante.

Nieminski e Ongerth (1995) relataram a ocorrência de carreiras de filtração com duração de 4 horas em experimentos filtração direta realizados em escala piloto utilizando meio filtrante de camada dupla (antracito e areia), sulfato de alumínio com dosagem média de 6 mg/L, taxa de filtração de 286 m³/m².d. Por outro lado, Ongerth e Pecoraro (1995) obtiveram valores mais baixos de perdas de carga (0,77 m a 1,00 m) em carreiras de filtração com duração de 5,17 h e 4,84 h, em estudo de filtração direta com floculação realizado em escala piloto com meio filtrante de camada múltipla (antracito, areia e granada), taxa de filtração entre 280 a 300 m³/m².d, água de baixa turbidez (0,5 a 5 UT) e baixa alcalinidade e em condições ótimas de coagulação. Os autores atribuíram esses resultados à baixa turbidez do afluente e à moderada dosagem de coagulante aplicada. Entretanto, cabe acrescentar que diferentes autores, entre eles Brandão *et al.* (1996), destacam que a introdução de uma etapa de floculação precedendo a filtração direta pode levar à produção de flocos com características que favorecem uma melhor distribuição da taxa de crescimento de perda de carga no meio filtrante e maiores durações de carreiras de filtração.

5.2.6 - Clorofila-a

A clorofila-a é um parâmetro da qualidade da água que vem sendo utilizado como indicador da biomassa de algas. Este parâmetro foi monitorado em todos os experimentos tanto para a água bruta (AB*) como para amostras de água filtrada no período de amadurecimento (AF1) e água filtrada no período de operação regular do filtro (AF2). Os resultados estão apresentados na Figura 5.12. Os valores das concentrações de clorofila-a na água bruta de estudo (AB*) variaram de 1,06 µg/L a 5,41 µg/L.



Legenda: AB*-água bruta preparada; AF1-água filtrada no início do experimento de filtração; AF2-água filtrada no período de operação regular do filtro; DO – dosagem ótima; SD – super-dosagem.

Figura 5.12 - Concentrações de Clorofila-a na água bruta e efluentes AF1 e AF2

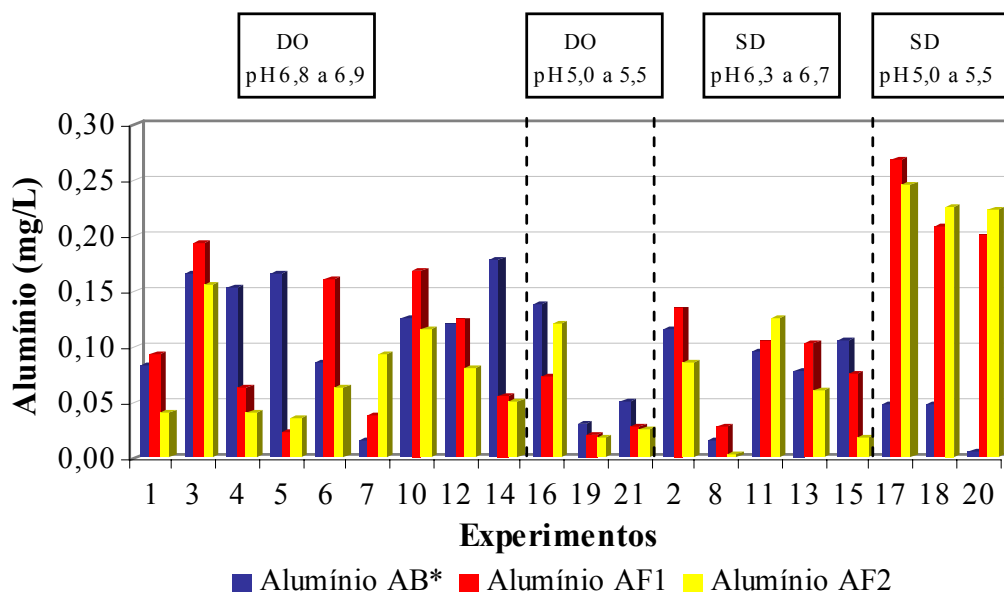
As amostras de água filtrada coletadas no início da carreira de filtração (AF1) apresentaram, no geral, valores residuais de clorofila-a maiores do que as das amostras do tipo AF2, com exceção dos experimentos E7 e E11, cujo resultados provavelmente são consequência de erros analíticos. As eficiências de remoção de clorofila-a, calculadas com base nos valores obtidos para as amostras de água AF2, nos experimentos com super-dosagem de coagulante variaram de 83% a 100% com valor médio de 92%, enquanto que nos experimentos com dosagem ótima as eficiências variaram de 47% a 100%, com valor médio de 80%.

5.2.7 - Residual de alumínio

Concentrações mais elevadas de alumínio residual presente na água tratada podem gerar alguns problemas. De acordo com Costello (1984, *apud* Steve e Edwards, 2002) o alumínio residual pode vir a precipitar-se nas redes de distribuição e causar perdas de cargas e problemas estéticos, comprometendo a aceitabilidade da água tratada por parte dos consumidores. Hoff (1974, *apud* Srinivasan *et al.*, 1999) relata que flocos de alumínio no sistema podem interferir no processo de desinfecção pelo emaranhamento e proteção dos microrganismos. Em resposta a esses problemas, os órgãos responsáveis que regulamentam a qualidade da água para consumo humano têm estabelecido valores máximos permitidos.

No Brasil, a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, seguindo a orientação da Organização Mundial de Saúde estabelece o valor máximo permitido de 0,2 mg/L

Da mesma forma que foi realizado para a clorofila-a, as concentrações de alumínio foram avaliados na água bruta preparada e nos efluentes AF1 e AF2, e os resultados estão apresentados na Figura 5.13.



Legenda: AB* - água bruta preparada; AF1-água filtrada no início do experimento de filtração; AF2-água filtrada no período de operação regular do filtro; DO – dosagem ótima; SD – super-dosagem.

Figura 5.13 - Alumínio na água bruta e residual de alumínio nos efluentes AF1 e AF2

A maioria das amostras de água filtrada coletadas no período inicial da filtração (AF1) com exceção nos experimentos (E7, E11, E16, E18 e E20), apresentaram valores de alumínio residual mais elevado do que as amostras coletadas na fase de operação regular do filtro (AF2).

Em todos os experimentos realizados nas condições de coagulação de dosagem ótima as amostras de água filtrada apresentaram concentrações de alumínio residual abaixo do valor máximo preconizado pela Portaria 518/2006 do Ministério da Saúde. Porém, nas amostras de água filtrada referentes aos experimentos (E17, E18 e E20) realizados em condições de super-dosagem e valor de pH mais baixo (5,0 a 5,5), as concentrações do alumínio residual ultrapassaram o valor limite de 0,2 mg/L, acompanhadas também de maiores valores de turbidez residual (1,25; 0,61 e 0,31 UT). De acordo com USEPA (1999a), problemas de

baixa remoção de partículas ou turbidez nas etapas de separação sólido-líquido e de passagem de alumínio residual através dos filtros foram observados para o processo de coagulação melhorada com sulfato de alumínio em água de baixa alcalinidade (menor que 60mg CaCO₃/L) e nas condições de pH não maior que 5,5. Importante observar na Tabela 5.3 que a água preparada utilizada nos experimentos apresenta valores de alcalinidade sempre inferiores a esse valor.

Segundo States *et al.* (2002), para otimizar o desempenho do coagulante e minimizar a quantidade de residual de alumínio e ferro na água tratada, o valor de pH durante a coagulação deve ser mantido de forma a garantir a mínima solubilidade dos precipitados formados pelos coagulantes metálicos. No caso de sulfato de alumínio, a mínima solubilidade do precipitado de hidróxido de alumínio Al(OH)₃ a 25° ocorre em valor de pH de aproximadamente 6,3. Este valor é substancialmente mais alto do que os valores de pH utilizados nos experimentos, onde se verificou residual de alumínio superior ao valor máximo permitido.

Um fato relevante verificado a partir dos resultados obtidos foram as elevadas concentrações de alumínio na água bruta, chegando a alguns casos a valores mais elevados do que os detectados nas amostras de água filtrada. Se essas concentrações encontradas forem reais, supõe-se que a forma em que o alumínio se encontra na água bruta é possível de ser removido no processo de coagulação e filtração, ou seja, o alumínio presente naturalmente é agregado no floco formado. Resultados similares foram encontrados por Fagundes (2006) para a mesma água bruta. De acordo com Cardoso (2003) os solos da região do Distrito Federal são ricos em oxi-hidróxidos de Ferro e de Alumínio. Talvez essa ocorrência seja uma das possíveis causas dos valores de alumínio encontrados na água bruta, principalmente os verificados no período de chuvas (experimentos E3 a E14).

5.2.8 - Coliformes totais e *E. coli*

Os indicadores bacteriológicos de contaminação, coliformes totais e *E. coli*, foram analisados nas amostras de água bruta, AF1 e AF2. Na água bruta o número mais provável de coliformes totais e *E. coli* em 100 mL variou de 3,8x10² a 1,7x10⁴ e de 3,1x10¹ a 7,7x10³, respectivamente. Esses valores mostram uma grande variação quanto à qualidade microbiológica da água bruta, e, como já mencionado, os picos de coliformes totais e *E.*

coli verificados nas amostras referentes aos experimentos E3 e E4 (Figura 5.4 e Tabela 5.5) estão associados às primeiras e intensas chuvas que ocorreram nesse período.

Em várias amostras de água filtrada não foi detectada a presença de coliformes e *E. coli* (valores abaixo do limite de detecção do método - 1 NMP/100mL). Para essa situação convencionou-se relatar a eficiência de remoção com valor de 100%.

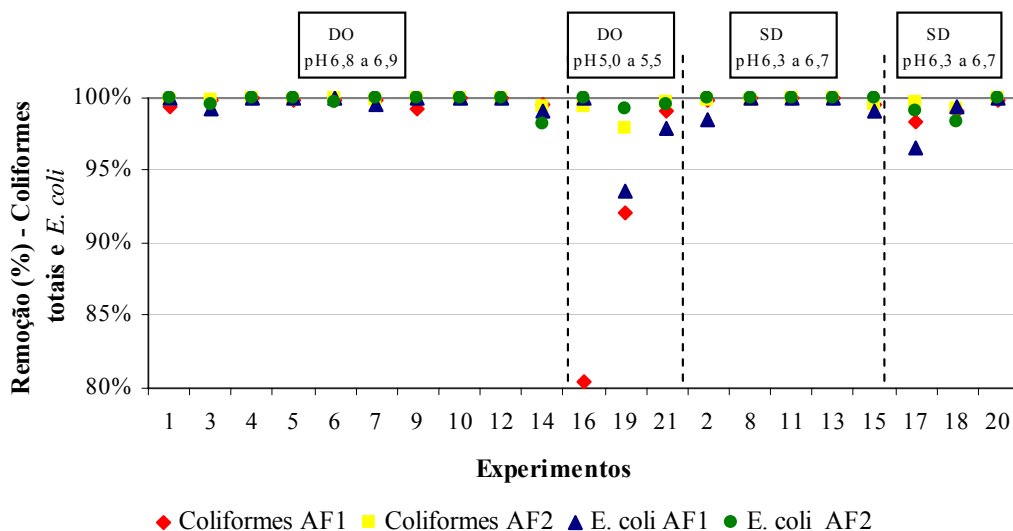
Tabela 5.5 – Concentração e eficiência de remoção de coliformes totais e *E. coli* em amostras de água bruta e água filtrada nos experimentos de filtração

Exp	Coliformes Totais (NMP/100 mL)			Remoção (%)		<i>E. coli</i> (NMP/100 mL)			Remoção (%)	
	AB*	AF ₁	AF ₂	AF1	AF2	AB	AF ₁	AF ₂	AF1	AF2
1 ^(DO)	2,4 x 10 ³	13,1	2,0	99,45	99,92	295	ND	ND	100	100
3 ^(DO)	6,9 x 10 ³	6,3	6,3	99,90	99,90	743	5,2	3,1	99,30	99,98
4 ^(DO)	1,7 x 10 ⁴	9,6	3,0	99,95	99,90	7701	1,0	ND	99,99	100
5 ^(DO)	9,9 x 10 ²	2,0	1,0	99,80	99,98	169	2,0	1,0	98,82	99,94
6 ^(DO)	2,8 x 10 ³	3,1	2,0	99,89	99,93	309	ND	1,0	100	99,68
7 ^(DO)	4,6 x 10 ³	5,2	6,1	99,89	99,87	712	3,1	ND	99,56	100
9 ^(DO)	3,8 x 10 ²	3,0	ND	99,20	100	41	ND	ND	100	100
10 ^(DO)	4,4 x 10 ³	1,0	3,1	99,98	99,93	5,2	ND	ND	100	100
12 ^(DO)	4,4 x 10 ³	2,0	1,0	99,95	99,98	75	ND	ND	100	100
14 ^(DO)	1,0 x 10 ³	5,2	6,3	99,50	99,40	110	1,0	2,0	99,09	98,18
16 ^(DO)	1,6 x 10 ³	307	9,8	80,40	99,37	110	ND	ND	100	100
19 ^(DO)	5,2 x 10 ³	411	108	92,06	97,91	581	37,3	4,1	93,58	99,29
21 ^(DO)	1,4 x 10 ³	13,4	5,2	99,04	99,63	243	5,2	1,0	97,86	99,59
2 ^(SD)	1,9 x 10 ³	3,1	1,0	99,80	99,80	201	3,19	ND	98,50	100
8 ^(SD)	2,2 x 10 ³	ND	2,0	100	99,91	121	ND	ND	100	100
11 ^(SD)	6,1 x 10 ³	ND	ND	100	100	218	ND	ND	100	100
13 ^(SD)	7,8 x 10 ²	ND	ND	100	100	31	ND	v	100	100
15 ^(SD)	1,3 x 10 ³	6,3	6,3	99,52	99,52	105	1,0	ND	99,05	100
17 ^(SD)	3,9 x 10 ³	63,8	9,7	98,35	99,75	350	12,1	3,1	96,54	99,11
18 ^(SD)	3,1 x 10 ³	29,3	23,7	99,05	99,23	185	1,0	3,0	99,50	98,40
20 ^(SD)	1,5 x 10 ³	3,0	1,0	99,80	99,93	134	ND	ND	100	100

Legenda: AB*-água bruta preparada; AF1-água filtrada no início do experimento de filtração; AF2-água filtrada no período regular de operação do filtro; ^(DO) Dosagem ótima; ^(SD) Super-dosagem, ND-não detectado.

Os resultados obtidos (Tabela 5.5 e Figura 5.14) indicam que nos experimentos realizados sob condições de dosagem ótima de coagulação, as amostras de água filtrada AF1, ou seja, da fase de amadurecimento, apresentaram eficiências de remoção de coliformes totais e *E. coli* ligeiramente inferiores às obtidas para as amostras de água filtrada AF2. Esta diferença, porém, foi mais notável nos experimentos E16 e E19, cujas condições de

coagulação foram ótimas, com dosagem de coagulante e valores de pH mais baixos (3 a 4 mg/L de sulfato de alumínio; 5,0 a 5,5), sugerindo a possível influência dos mecanismos de coagulação e aderência, principalmente no início da carreira de filtração, quando o meio filtrante limpo dificulta a aderência das partículas desestabilizadas aos grãos coletores.



Experimentos 1, 3, 4, 5, 6, 7, 9, 10, 12 e 14 realizados em condições de dosagem ótima e pH na faixa de 6,8 a 6,9; experimentos 16, 19 e 21 realizados nas condições ótimas e pH na faixa de 5,0 a 5,5; experimentos 2, 8, 11, 13 e 15 realizados nas condições de super-dosagem e pH na faixa de 6,3 a 6,7; experimentos 17, 18 e 20 realizados em condições de super-dosagem e pH na faixa de 5,0 a 5,5. Legenda: AF1-água filtrada no período inicial da filtração; AF2-água filtrada no período de operação regular do filtro, DO – dosagem ótima; SD – super-dosagem.

Figura 5.14 – Eficiências de remoção de coliformes totais e *E. coli* em amostras de água bruta preparada e água filtrada nos experimentos de filtração direta descendente

As amostras de água filtrada AF1 e AF2 referentes aos experimentos E2, E8, E11, E13 e E15 realizados com super-dosagem de coagulante (25 mg/L de sulfato de alumínio anidro e pH na faixa de 6,3 a 6,7), além de, de um modo geral, não apresentarem praticamente diferença entre si com relação à eficiência de remoção de coliformes totais e *E. coli*, mostraram melhor eficiência de remoção quando comparadas com as amostras dos experimentos realizados em condições de dosagem ótima. De acordo com o diagrama de coagulação proposto por Amirtharajah e Mills (1982) essas condições favoreceriam a predominância do mecanismo de varredura, sugerindo que em tais condições de coagulação experimentais o referido mecanismo influencia no período de amadurecimento do filtro e na remoção desses microrganismos.

5.2.9 - Turbidez

A turbidez da água filtrada tem sido considerada um dos principais parâmetros de avaliação do desempenho de estações de tratamento de água. Em função disso, as normas de qualidade da água para consumo humano em todo o mundo têm-se tornado cada vez mais restritivas quanto aos limites da turbidez da água filtrada. A legislação americana determina que a turbidez da água filtrada seja inferior a 0,3 UT em 95% do tempo e no Brasil, a Portaria 518/2004 estabelece para águas de consumo humano o limite máximo de 1,0 UT em 95 % das amostras mensais e recomenda, enfaticamente, valores inferiores a 0,5 UT, essencialmente objetivando assegurar o êxito na remoção física de microrganismos patogênicos mais resistentes.

Os resultados apresentados na Tabela 5.6 e na Figura 5.15 mostram que praticamente todas as carreiras de filtração, com exceção dos experimentos E17, E18 e E20, produziram água filtrada com valores de turbidez atendendo às recomendações da legislação brasileira, ou seja, com valores inferiores a 0,5 UT, inclusive atendendo também o padrão americano. A ocorrência de valores mais elevados da turbidez na água filtrada foram decorrentes das interferências que ocorreram no processo de coagulação ao longo do experimento 10, e das condições de coagulação (super-dosagem e pH baixo) em que foram realizados os experimentos E17, E18 e E20.

Tabela 5.6 – Turbidez Residual nos experimentos de filtração direta descendente

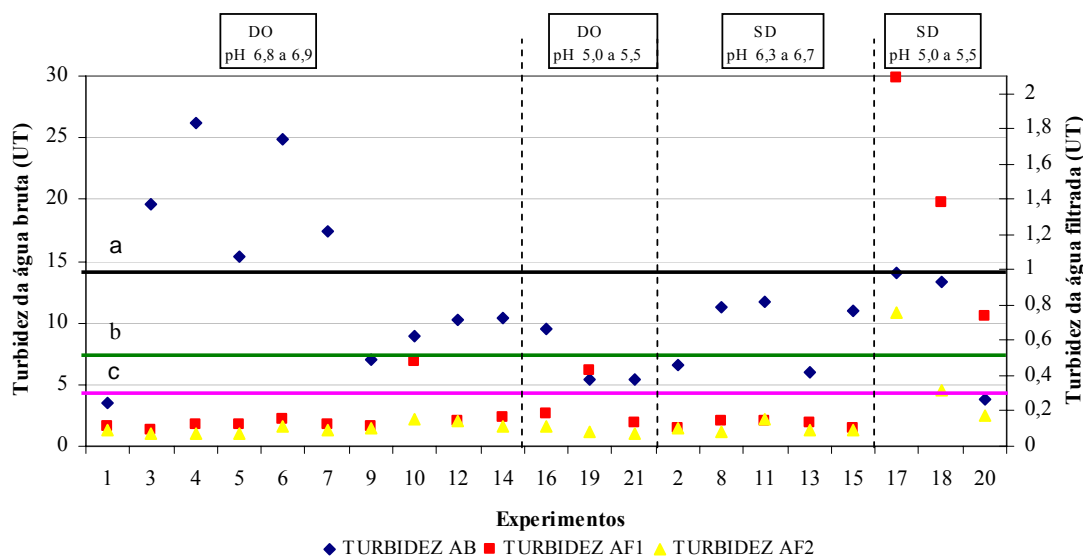
Experimento	Turbidez Residual (UT)					Remoção média (%)
	Variação	Média	Desvio	AF1	AF2	
1 ^(DO)	0,06 – 0,11	0,08	0,014	0,11	0,09	97,8
2 ^(SD)	0,06 – 0,12	0,08	0,018	0,10	0,10	98,7
3 ^(DO)	0,07 – 0,09	0,08	0,010	0,09	0,08	99,6
4 ^(DO)	0,08 – 0,19	0,11	0,031	0,12	0,08	99,6
5 ^(DO)	0,08 – 0,14	0,10	0,022	0,12	0,08	99,4
6 ^(DO)	0,08 – 0,15	0,11	0,017	0,15	0,11	99,6
7 ^(DO)	0,08 – 0,13	0,11	0,017	0,13	0,10	99,4
8 ^(SD)	0,08 – 0,14	0,10	0,024	0,14	0,08	99,1
9 ^(DO)	0,09 – 0,11	0,10	0,009	0,11	0,10	98,6
10 ^(DO)	0,16 – 0,48	0,24	0,135	0,48	0,16	97,3
11 ^(SD)	0,09 – 0,14	0,11	0,018	0,14	0,10	99,1
12 ^(DO)	0,11 – 0,14	0,12	0,013	0,14	0,14	98,8
13 ^(SD)	0,10 – 0,13	0,11	0,013	0,13	0,10	98,2

Tabela 5.6 (continuação) – Turbidez Residual nos experimentos de filtração direta descendente

Experimento	Turbidez Residual (UT)					Remoção média (%)
	Variação	Média	Desvio	AF1	AF2	
14 ^(DO)	0,11 – 0,17	0,12	0,018	0,17	0,11	98,8
15 ^(SD)	0,09 – 0,11	0,10	0,005	0,11	0,09	99,1
16 ^(DO)	0,11 – 0,18	0,13	0,029	0,18	0,11	98,6
17 ^(SD)	0,68 – 2,09	1,25	0,532	2,10	0,75	91,1
18 ^(SD)	0,28 – 1,38	0,61	0,428	1,38	0,32	95,4
19 ^(DO)	0,06 - 0,43	0,13	0,120	0,43	0,08	97,7
20 ^(SD)	0,15 - 0,74	0,31	0,225	0,74	0,17	92,0
21 ^(DO)	0,08 - 0,13	0,09	0,02	0,13	0,08	98,3

Obs: A remoção média foi calculada utilizando o valor da turbidez da água bruta e o valor médio da turbidez residual.

Legenda: AB*-água bruta preparada; AF1 - água filtrada no período inicial da filtração; AF2-água filtrada no período regular de operação do filtro; ^(DO) Dosagem ótima; ^(SD) Super-dosagem.



Legenda: AB-água bruta preparada; AF1- água filtrada no período inicial da filtração; AF2: água filtrada no período de operação regular do filtro; (a) turbidez exigida para água filtrada - Portaria 518/2004; (b) turbidez recomendada para água filtrada - Portaria 518/2004; (c) turbidez recomendada para água filtrada - USEPA.

Figura 5.15 – Turbidez em amostras de água bruta e turbidez residual em amostras de água filtrada nos experimentos de filtração direta descendente

Os experimentos E17, E18 e E20 apresentaram, no período inicial da carreira de filtração, valores de turbidez remanescente (AF1) acima dos recomendados pela legislação.

O período de amadurecimento tem tradicionalmente sido considerado um período vulnerável do ciclo do filtro. Picos de turbidez na etapa inicial da carreira de filtração com produção de água de qualidade insatisfatória têm sido creditados principalmente à lavagem dos filtros (Amirtharajah e Wetstein, 1980). Além disso, pela teoria da filtração, os

mecanismos de aderência são desfavorecidos nos primeiros instantes da carreira de filtração pelo fato do meio filtrante encontrar-se limpo e dificultar a aderência devido às partículas desestabilizadas encontrarem grãos não desestabilizados, enquanto que em estágios mais avançados do processo da filtração a aderência e se dá pelo contato entre partículas desestabilizadas e entre partículas previamente aderidas aos grãos, que também se encontram desestabilizadas.

Dessa forma, acredita-se que os valores mais elevados de turbidez observados na amostra AF1 dos experimentos E17, E18 e E20 devem estar relacionados com as condições de coagulação e os mecanismos de transporte e aderência das partículas, uma vez que a lavagem do filtro, como realizada (ar, seguido de água destilada por 20 minutos), proporcionava uma eficiente limpeza dos filtros.

No período de operação regular do filtro verifica-se que os valores de turbidez residual média da água nos experimentos E17, E18 e E20 são superiores aos dos demais experimentos, sendo que no experimento E17, o valor é, inclusive, superior a 0,5 UT recomendada pela legislação brasileira. De acordo com o diagrama de Amirtharajah e Mills (1982), as condições de coagulação em que foram realizado o experimento E17 (dosagem de 25 mg/L de sulfato de alumínio e valor de pH de coagulação de 5,2) recaem em uma região de reestabilização que pode explicar o pior desempenho com relação à remoção de turbidez.

A turbidez residual nesses experimentos também pode estar sendo influenciada pela alto residual de alumínio observado na água. Esse alumínio, se precipitado na água filtrada sob a forma de pequenas partículas, pode estar provocando uma turbidez residual que não está associada à presença na água filtrada de partículas originalmente presentes na água bruta.

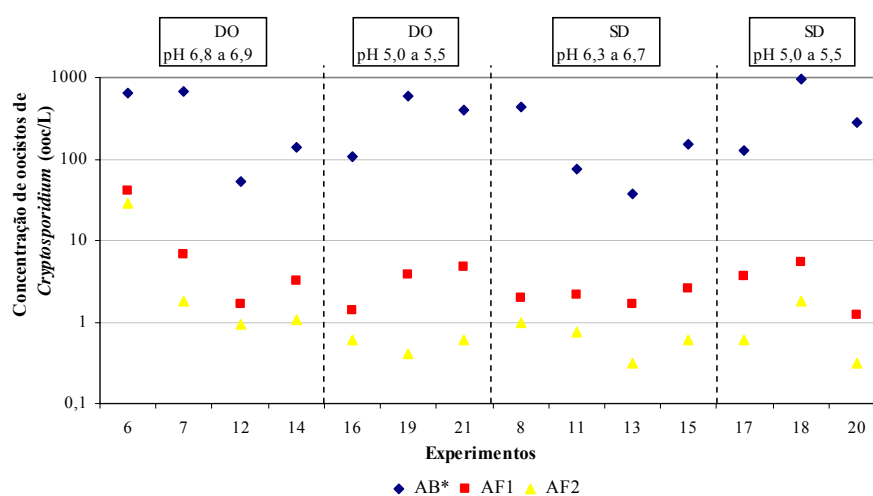
5.2.10 - Relação entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* e os parâmetros da qualidade da água avaliados

A eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foi calculada a partir da quantificação dos oocistos em amostras de água bruta coletadas após a inoculação dos microrganismos e amostras de água filtrada coletadas em dois momentos da carreira de filtração, no início (15 minutos)-AF1 e entre 2 a 3 horas – AF2.

Nos primeiros experimentos realizados (E1, E2, E3, E4 e E5) ocorreram algumas falhas que induziram a baixas concentrações de inoculação de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta. Em consequência disto, em tais experimentos foram detectadas concentrações muito baixas na água bruta, com valores entre 6 a 11 ooc/L. Com isso, verificou-se a ausência de oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras de águas filtradas (AF1 e AF2) que é um resultado não confiável em função de limitações inerentes ao método de detecção. Esta constatação também mostra claramente que a avaliação de um sistema de tratamento quanto à eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* está condicionado às concentrações do protozoário na água bruta, volume de amostra de água filtrada e aos limites de detecção do método.

Em decorrência dos parâmetros avaliados ao longo das carreiras de filtração já terem sido discutidos separadamente e pelo fato de não ter sido possível determinar a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* nos referidos experimentos torna-se inviável uma discussão mais aprofundada sobre esses primeiros experimentos.

Após análise e solução das falhas constatadas nos primeiros experimentos, os trabalhos foram retomados com concentração de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta preparada da ordem de 10^2 a 10^3 oocistos/L. As concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* detectadas nas amostras de água bruta preparada e amostras de água filtrada - AF1 e AF2 estão apresentadas na Figura 5.16.



Legenda: AB* - água bruta preparada; AF1- água filtrada no período inicial da filtração; AF2-água filtrada no período regular de operação do filtro, DO – dosagem ótima; SD – super-dosagem.

Figura 5.16 – Concentração de oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras de água – AB*, AF1 e AF2

Os resultados dos residuais e remoções de turbidez, clorofila-a, coliformes totais, *E. coli* e oocistos de *Cryptosporidium* alcançados nos experimentos realizados sob condições ótimas de coagulação e super-dosagem estão apresentados nas Tabelas 5.7 e 5.8, respectivamente. Os resultados do experimento 9 não foram incluídos devido ao fato de ter ocorrido problemas durante a preparação da amostra para detecção dos oocistos de *Cryptosporidium*.

Tabela 5.7 - Residuais e remoções de turbidez, clorofila-a, coliformes totais, *E. coli* e oocistos de *Cryptosporidium* nas condições de dosagem ótima

Experimentos		6	7	12	14	16	19	21
		pH coag. - 6,8 a 6,9				pH coag. - 5,0 a 5,5		
Turbidez (AF1)	Residual (UT)	0,15	0,14	0,14	0,17	0,18	0,43	0,13
	Remoção (%)	99,4	98,6	98,6	98,4	98,1	92,1	97,6
Turbidez Média	Residual (UT)	0,11	0,12	0,12	0,12	0,13	0,13	0,09
	Remoção (%)	99,6	98,8	98,8	98,8	98,6	97,7	98,3
Clorofila-a (AF1)	Residual (µg/L)	0,40	0,40	0,40	0,79	2,24	0,40	0,40
	Remoção (%)	76,9	90,9	90,9	85,4	37,0	81,3	82,4
Clorofila-a (AF2)	Residual (µg/L)	0,40	0,0	0,0	0,40	1,45	0,40	0,40
	Remoção (%)	76,9	100	100	92,7	59,3	81,3	82,4
Coliformes totais (AF1)	Residual (NMP/100 mL)	3,1	2,0	2,0	5,2	307	410,6	13,4
	Remoção (%)	99,89	99,89	99,95	99,50	80,38	92,06	99,04
Coliformes totais (AF2)	Residual (NMP/100 mL)	2,0	1,0	1,0	6,3	9,8	108	5,2
	Remoção (%)	99,93	99,87	99,98	99,40	99,37	97,91	99,63
<i>E. coli</i> (AF1)	Residual (NMP/100 mL)	ND	3,1	ND	1,0	ND	37,3	5,2
	Remoção (%)	100	99,56	100	99,09	100,0	93,58	97,68
<i>E. coli</i> (AF2)	Residual (NMP/100 mL)	1,0	ND	ND	2,0	ND	4,1	1
	Remoção (%)	99,68	100	100	98,18	100	99,29	99,59
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> (AF1)	Residual (ooc/L)	41,6	1,7	1,7	3,2	1,4	3,8	4,7
	Remoção (%)	93,62	98,99	96,78	97,73	98,72	99,36	98,79
	Remoção (log)	1,2	2,0	1,5	1,6	1,9	2,2	1,9
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> (AF2)	Residual (ooc/L)	28,7	0,9	0,9	1,1	0,6	0,4	0,6
	Remoção (%)	95,59	99,73	98,25	99,24	99,43	99,93	99,84
	Remoção (log)	1,4	2,6	1,8	2,1	2,2	3,2	2,8

Experimentos 6; 7; 10; 12 e 14 realizados com valores de pH na faixa de 6,8 a 6,9; experimentos 16; 19 e 21 realizados com valores de pH na faixa de 5,0 a 5,5. Legenda: AF1-água filtrada no período inicial da filtração; AF2-água filtrada no período regular de operação do filtro; ND – não detectado.

Tabela 5.8 - Residuais e remoções de turbidez, clorofila-a, coliformes totais, *E. coli* e oocistos de *Cryptosporidium* nas condições de super-dosagem

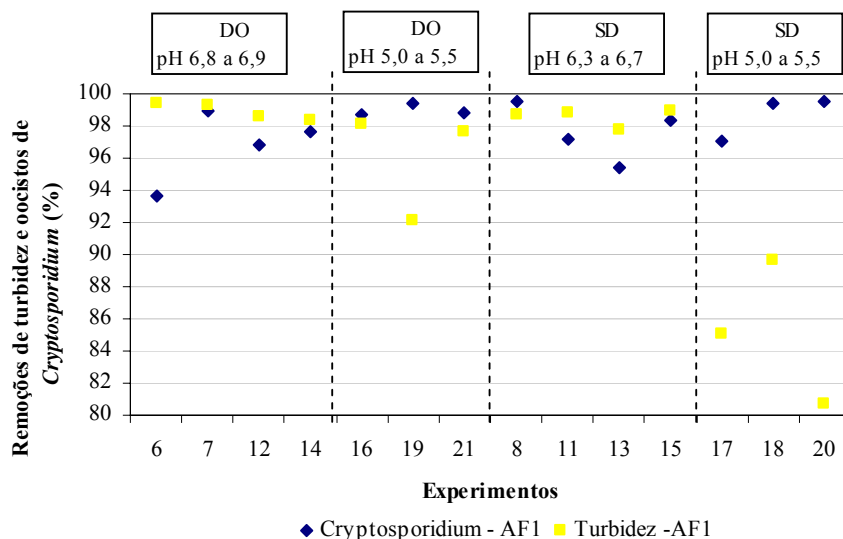
Experimentos		8	11	13	15	17	18	20
		pH coag. - 6,3 a 6,7				pH coag. - 5,0 a 5,5		
Turbidez (AF1)	Residual (UT)	0,14	0,14	0,13	0,11	2,09	1,38	0,74
	Remoção (%)	98,7	98,8	97,8	99,0	85,1	89,7	80,7
Turbidez Média	Residual (UT)	0,10	0,10	0,11	0,10	1,25	0,61	0,31
	Remoção (%)	99,1	99,1	98,2	99,1	91,1	95,4	92,0
Clorofila-a (AF1)	Residual (µg/L)	0,4	0,26	0,0	0,13	1,58	0,26	-
	Remoção (%)	87,5	83,3	100	87,5	14,0	90,0	-
Clorofila-a (AF2)	Residual (µg/L)	0,26	0,66	0,0	0,0	0,26	0,26	-
	Remoção (%)	91,7	83,3	100	100	85,7	90,0	-
Coliformes totais (AF1)	Residual (NMP/100 mL)	ND	ND	ND	6,3	63,8	29,3	3
	Remoção (%)	100	100	100	99,52	98,35	99,05	99,80
Coliformes totais (AF2)	Residual (NMP/100 mL)	2,0	ND	ND	6,3	9,7	23,7	1
	Remoção (%)	99,91	100	100	99,52	99,75	99,23	99,93
<i>E. coli</i> (AF1)	Residual (NMP/100 mL)	ND	ND	ND	1	12,1	1	ND
	Remoção (%)	100	100	100	99,05	96,54	99,46	100
<i>E. coli</i> (AF2)	Residual (NMP/100 mL)	ND	ND	ND	ND	3,1	3	ND
	Remoção (%)	100	100	100	100	99,11	98,38	100
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> (AF1)	Residual (ooc/L)	2,0	2,1	1,7	2,6	3,7	5,5	1,2
	Remoção (%)	99,53	97,12	95,47	98,31	97,10	99,43	99,56
	Remoção (log)	2,3	1,5	1,3	1,8	1,5	2,3	2,4
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> (AF2)	Residual (ooc/L)	1,0	0,8	0,3	0,6	0,6	1,8	0,3
	Remoção (%)	99,77	98,97	99,18	99,60	99,52	99,81	99,89
	Remoção (log)	2,7	2,0	2,1	2,4	2,3	2,7	3,0

Experimentos 8; 11; 13 e 15 realizados com valores de pH na faixa de 6,3 a 6,7; experimentos 17, 18 e 20 realizados com valores de pH na faixa de 5,0 a 5,5. Legenda: AF1- água filtrada no período inicial da filtração; AF2-água filtrada no período regular de operação do filtro; ND – não detectado.

De acordo com os resultados das Tabelas 5.7 e 5.8, observa-se que a turbidez residual apresenta valores inferiores a 0,20 UT para amostras de água filtrada AF1 e valor médio inferior a 0,15 UT ao longo de todas as carreiras de filtração, exceto nos experimentos realizados em pH mais baixo (5,0 a 5,5) e com uso de super-dosagem, que apresentaram valores mais elevados, de até a 2,1 UT para amostras AF1 e 0,8 UT para amostras AF2.

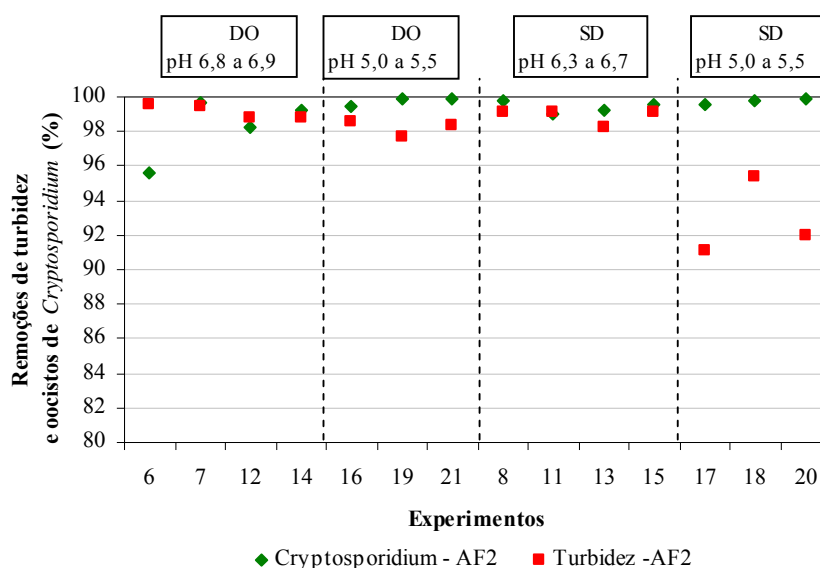
Curiosamente, como pode ser observado na Tabela 5.8 e Figura 5.17, a ocorrência de valores maiores de turbidez no efluente do filtro quando os experimentos foram realizados sob condições de super-dosagem de coagulante e valor de pH de coagulação de 5,0 a 5,5 não parece interferir na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. A comparação dos valores de residual de turbidez com os valores residuais de alumínio nessas condições (Figuras 5.13 e 5.15) sugere que a turbidez da água filtrada nesses experimentos reflete a presença de alumínio precipitado que não teve participação no processo de remoção de impurezas, e não necessariamente a não remoção de partículas (algas, oocistos e outros sólidos em suspensão) originalmente presentes na água bruta.

As Figuras 5.17 e 5.18 indicam que as condições de coagulação (pH e dosagem de coagulante), e por conseqüência os mecanismos de coagulação, produziram variações entre as remoções de turbidez e oocistos de *Cryptosporidium*, mais notavelmente no início da filtração (período de amadurecimento). No período de operação regular do filtro as remoções de turbidez e oocistos (Figura 5.18) apresentaram menor oscilação em relação ao período de amadurecimento, porém nas condições de valores de pH baixo nota-se maior discrepância entre os valores de remoções de oocistos e de remoção de turbidez.



Experimentos 6, 7, 12 e 14 realizados em condição de dosagem ótima e pH na faixa de 6,8 a 6,9; experimentos 16, 19 e 21 realizados em condição ótima e pH na faixa de 5,0 a 5,5; experimentos 8, 11, 13 e 15 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 6,3 a 6,7; experimentos 17, 18 e 20 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 5,0 a 5,5. Legenda: AF1- água filtrada no período inicial da filtração; DO – dosagem ótima; SD – super-dosagem.

Figura 5.17 - Remoções de turbidez e oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras de água filtrada no período inicial da filtração – AF1



Experimentos 6, 7, 12 e 14 realizados em condição de dosagem ótima e pH na faixa de 6,8 a 6,9; experimentos 16, 19 e 21 realizados em condição ótima e pH na faixa de 5,0 a 5,5; experimentos 8, 11, 13 e 15 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 6,3 a 6,7; experimentos 17, 18 e 20 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 5,0 a 5,5. Legenda: AF2-água filtrada no período regular de operação do filtro, DO – dosagem ótima; SD – super-dosagem.

Figura 5.18 – Remoções de turbidez e oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras de água filtrada no período de operação regular do filtro – AF2

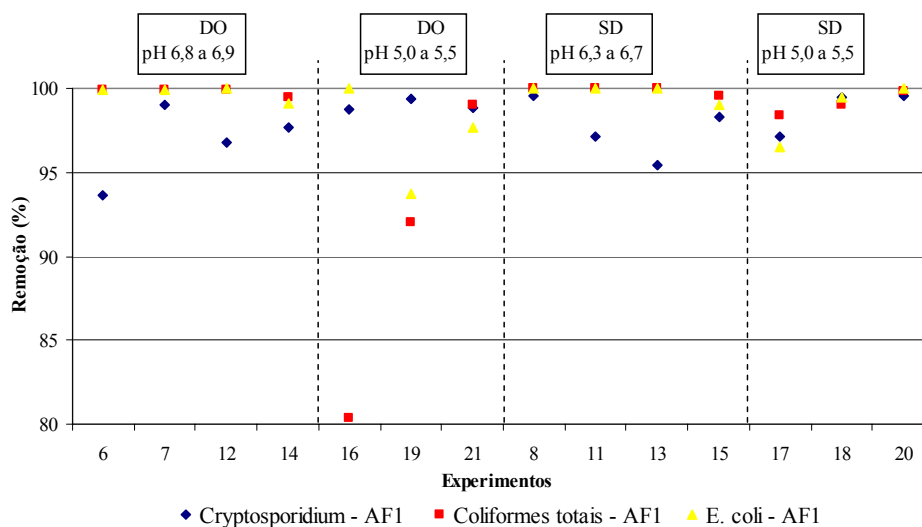
Dugan *et al.* (2001) avaliaram a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por meio de tratamento convencional em condições de sub-dosagem de coagulante, ótima e coagulação melhorada e observaram que a remoção de turbidez foi sempre inferior à remoção de oocistos, sendo a diferença bem mais significativa em condições ótimas e de coagulação melhorada, concluindo que o parâmetro turbidez é um indicador conservador da remoção de oocistos. De um modo geral, no presente trabalho, no período de operação regular do filtro, comportamento similar foi observado, particularmente quando se adotou valor de pH de coagulação mais baixo e dosagem elevada, que se aproxima de uma condição de coagulação melhorada.

Algumas pesquisas (States *et al.*, 1995; Aboytes *et al.*, 2004) têm mostrado que mesmo com valores de turbidez menores que 0,1 UT, tem ocorrido passagem de oocistos de *Cryptosporidium* no tratamento de água, indicando que a produção de efluente de baixa turbidez não garante necessariamente a eliminação de passagem dos oocistos no processo do tratamento. Esse comportamento foi observado no presente trabalho, onde mesmo obtendo-se valores de turbidez residual inferiores a 0,2 UT foi detectada a presença de oocistos na água filtrada, sempre que a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta preparada foi da ordem de 10^2 ou superior. Dos experimentos realizados, 11

apresentaram residual de oocistos menor ou igual a 1 ooc/L; 2 experimentos apresentaram concentração entre 1 a 2 ooc/L e o experimento E6 apresentou residual de 29 ooc/L. Esses residuais de oocistos de *Cryptosporidium* obtidos não atendem as legislações americana e inglesa quanto à dose infectante.

Entretanto, deve-se ressaltar que a turbidez é um parâmetro operacional importante, que reflete a eficiência dos processos de separação sólido-líquido (sedimentação e filtração), um menor valor de turbidez da água filtrada para uma dada qualidade de água bruta, indica maior efetividade das barreiras do tratamento e, portanto maior segurança da água a ser distribuída para o consumo.

As eficiências de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E. coli*, obtidas no período inicial da filtração (AF1) e no período de operação regular do filtro (AF2) estão apresentadas nas Figuras 5.19 e 5.20.



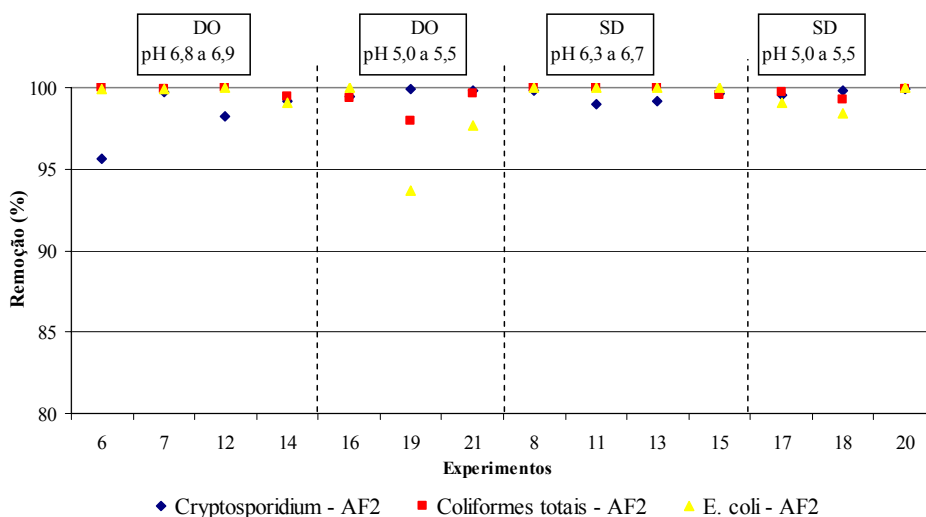
Experimentos 6, 7, 12 e 14 realizados em condição de dosagem ótima e pH e 6,8 a 6,9; experimentos 16, 19 e 21 realizados em condição ótima e pH na faixa de 5,0 a 5,5; experimentos 8, 11, 13 e 15 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 6,3 a 6,7; experimentos 17, 18 e 20 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 5,0 a 5,5. Legenda: AF1-água filtrada no período inicial da filtração.

Figura 5.19 - Remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E. coli* e nas amostras de água filtrada no período inicial da filtração.

Com relação às remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E.coli* (Figura 5.19) observa-se que no período inicial da filtração as eficiências de remoção de coliformes totais e *E. coli* foram discretamente mais elevadas do que as eficiências de remoção dos oocistos para os experimentos realizados em valores de pH próximo da

neutralidade. Na condição de dosagem ótima as eficiências de remoção médias foram de 99,81%, 99,72% e 96,78%, respectivamente, para coliformes totais, *E.coli* e oocistos de *Cryptosporidium*, e na condição de super-dosagem foram de 99,88%, 99,76% e 97,61%.

Quando adotada a dosagem ótima sob a condição de pH mais baixo as eficiências de remoção dos coliformes totais e *E. coli* foram discretamente inferiores as eficiências de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* (Figura 5.19), com valores médios de 90,50%, 97,12%, 98,67% para coliformes totais, *E.coli* e oocistos de *Cryptosporidium*, respectivamente. Em condições de valores pH de coagulação mais baixo e super-dosagem de coagulante, as eficiências de remoção médias foram muito similares entre os referidos microrganismos.



(b)

Experimentos 6, 7, 12 e 14 realizados em condição de dosagem ótima e pH na faixa de 6,8 a 6,9; experimentos 16, 19 e 21 realizados em condição ótima e pH na faixa de 5,0 a 5,5; experimentos 8, 11, 13 e 15 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 6,3 a 6,7; experimentos 17, 18 e 20 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 5,0 a 5,5. Legenda: AF2-água filtrada no período de operação regular do filtro, DO – dosagem ótima; SD – super-dosagem.

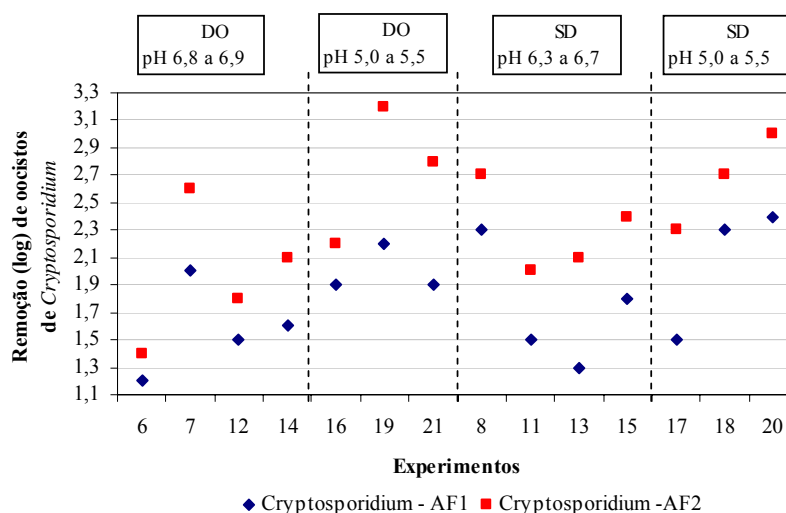
Figura 5.20 - Remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E. coli* e nas amostras de água filtrada no período de operação regular do filtro

Os resultados das remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *E.coli* obtidos no período de operação regular do filtro (Tabelas 5.7; 5.8 e Figura 5.20), mostraram um comportamento similar ao verificado no período de amadurecimento, porém com diferenças muito menos notáveis.

Chauret *et al.* (1995), Nieminski *et al.* (2000) avaliaram uma série de microrganismos, dentre eles coliformes totais e *E. coli*, como possíveis indicadores da presença de oocistos

Cryptosporidium e verificaram que nenhum dos microrganismos pesquisados pode ser considerado indicador da presença de oocistos de *Cryptosporidium*. Entretanto, Nieminski *et al.* (2000) observaram que os esporos aeróbios podem ser indicadores da eficiência do tratamento. Os autores identificaram os limites analíticos e a baixa concentração dos microrganismos tanto na água bruta como filtrada, como a maior dificuldade para estabelecer as correlações.

Como já ressaltado, a fase de amadurecimento tem sido considerada um período crítico quanto à passagem de partículas pelo meio filtrante em decorrência do residual da água de lavagem e também pela dificuldade de aderência das partículas aos grãos coletores, fatores esses que podem afetar e favorecer a passagem de microrganismos pelo filtro. Alguns estudos em escala piloto têm indicado que a remoção de oocistos no período de amadurecimento é de aproximadamente 0,5 a 1,0 log (Swaim *et al.*, 1996; Hall *et al.*, 1995 e Patania *et al.*, 1995 *apud* Huck *et al.*, 2002b; Huck *et al.*, 2002a). No presente trabalho, os resultados de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* obtidos no período de amadurecimento e no período de operação regular do filtro, nas diferentes condições de coagulação (Tabelas 5.7; 5.8 e Figura 5.21), mostraram uma tendência de comportamento similar aos estudos citados, com valores de 0,1 a 1,0 log de remoção menores no período de amadurecimento.



Experimentos 6, 7, 12 e 14 realizados em condição de dosagem ótima e pH na faixa de 6,8 a 6,9; experimentos 16, 19 e 21 realizados em condição ótima e pH entre 5,0 e 5,5; experimentos 8, 11, 13 e 15 realizados em condição de super-dosagem e pH entre 6,3 e 6,7; experimentos 17, 18 e 20 realizados em condição de super-dosagem e pH entre 5,0 e 5,5. Legenda: AF1- água filtrada no período inicial da filtração; AF2-água filtrada no período de operação regular do filtro, DO – dosagem ótima; SD – super-dosagem.

Figura 5.21 - Remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, nas amostras de água filtrada – AF1 e água filtrada AF2.

A menor remoção de oocistos verificada na etapa inicial da filtração é de considerável relevância, visto que as condições de lavagem adotadas propiciaram eficiente limpeza do meio filtrante, confirmado pelos baixos valores de turbidez medidos no início da carreira de filtração. Dessa forma é possível que as remoções alcançadas sejam referentes à passagem de oocistos presentes no afluente do filtro durante o amadurecimento e não à passagem dos oocistos que poderiam estar presentes na água de lavagem remanescente. A passagem de oocistos no período de amadurecimento torna-se mais preocupante devido ao fato de que em escala real a lavagem dos filtros e o reinício da carreira geralmente não acontecem de forma criteriosa como ocorrem em experimentos em escala piloto.

5.2.11 - Influência das condições de coagulação na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Vários pesquisadores têm dado ênfase à importância das condições de coagulação na efetiva remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. No presente estudo foram testadas condições ótimas de dosagem e condições de super-dosagem de coagulante, ambas as condições em duas faixas de valores de pH (6,3 a 6,9 e 5,0 a 5,5). A condição de subdosagem não foi testada devido a diversos estudos (Ongerth e Pecoraro, 1995; Dugan *et al.*, 2001, Fagundes, 2006; entre outros) já terem mostrado que ocorre decréscimo significativo na remoção dos oocistos inerentes a essas condições ou a falhas no processo de coagulação.

A Tabela 5.9 apresenta as faixas das eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* obtidas nas diferentes condições testadas.

Tabela 5.9 – Faixas de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*

Remoção (log)							
Dosagem ótima de coagulante				Super-dosagem de coagulante			
pH - 6,8 a 6,9		pH - 5,0 a 5,5		pH - 6,3 a 6,7		pH - 5,0 a 5,5	
AF1	AF2	AF1	AF2	AF1	AF2	AF1	AF2
1,2 a 2,0	1,4 a 2,6	1,9 a 2,2	2,2 a 3,2	1,3 a 2,3	2,0 a 2,7	1,5 a 2,4	2,3 a 3,0

Os resultados obtidos e indicados nas Tabelas 5.7, 5.8, 5.9 e Figura 5.20 sugerem que, para as condições experimentais testadas, as variações de combinações entre dosagem de coagulante e pH de coagulação promoveram a predominância de mecanismos de coagulação distintos que refletiram nas eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Huck *et al.* (2002b), avaliaram os efeitos de diferentes condições operacionais na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em duas estações pilotos, em águas de características distintas, porém ambas apresentavam baixa turbidez. Foram utilizadas dosagens ótimas de coagulação, sendo que na estação piloto de Ottawa, com água bruta de baixa alcalinidade, usou-se dosagem de 38 mg/L de sulfato alumínio e 2 mg/L de sílica e valor de pH de coagulação de aproximadamente 6 para obter a remoção de carbono orgânico total e partículas, ou seja, em condições peculiares da coagulação melhorada. Enquanto que na estação piloto de MWDC (Metropolitan Water District of Southern Califórnia) usou-se dosagem de 5mg/L de sulfato de alumínio e 1,5 mg/l de polímero catiônico, e valor de pH de aproximadamente 8.

No estudo referido anteriormente, as duas estações produziram efluentes com baixa turbidez, em condições de operação regular do filtro, alcançando a meta estabelecida (< 0,1 UT). Porém, a estação de Ottawa apresentou maior remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, com diferença de 2 log. Os autores justificaram que esta diferença não foi apenas referente à qualidade das águas e às condições de coagulação, mas também provavelmente a outros fatores, recomendando dessa forma maiores investigações nesse sentido.

States *et al.* (2002) verificaram a influência da diminuição do pH de coagulação como parte da aproximação da coagulação melhorada na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pelo tratamento convencional. A eficiência da remoção dos oocistos nas condições experimentais mostrou-se similar para os diferentes coagulantes aplicados, e não foi influenciada negativamente nem favorecida pelas condições mais baixas do pH de coagulação. Para a coagulação com sulfato de alumínio em valor de pH baixo (5,0) os resultados foram duvidosos quanto à eficiência de remoção dos oocistos. Dessa forma os autores sugeriram a necessidade de mais investigações.

Como poder ser constatado das duas citações anteriores, a influência das condições de coagulação na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* ainda é assunto aberto na literatura, embora já haja clareza que falhas na coagulação com o uso de subdosagem de coagulante comprometem significativamente a remoção dos oocistos.

Com o intuito de contribuir para essa discussão, no presente trabalho buscou-se verificar o efeito das condições de coagulação avaliadas na morfologia dos flocos, na remoção de turbidez, de coliformes totais, de *E. coli* e de oocistos de *Cryptosporidium*. Os resultados obtidos foram tratados estatisticamente aplicando o teste não paramétrico de análise de variância de Kruskal-Wallis por Classificações para múltiplas amostras (grupos) independentes, dado o pequeno número de observações realizado em cada condição experimental analisada. Este teste constitui uma alternativa não-paramétrica da análise paramétrica de variância univariável entre grupos (one-way ANOVA) e avalia a hipótese de que diferentes amostras na comparação foram retiradas da mesma distribuição ou de distribuições com a mesma mediana. Portanto, a interpretação do teste de Kruskal-Wallis é basicamente idêntica à interpretação do teste paramétrico ANOVA univariável, exceto que este se baseia em classificações das variáveis medidas e não em médias amostrais.

Os resultados referentes ao teste de Kruskal-Wallis por Classificações para os parâmetros avaliados nas quatro condições de coagulação estudadas são mostrados na Tabela 5.10, em que os valores tabelados correspondem à hipótese H (3, N = 14). O teste também foi realizado para apenas três condições, conforme apresentado na Tabela 5.11.

No que se refere à eficiência de remoção dos parâmetros quantificados, a análise de variância mostrada na Tabela 5.10 indica o efeito significativo das condições de coagulação avaliadas na remoção de turbidez, na turbidez residual da água tratada, tanto na fase de amadurecimento (AF1) como no período de operação regular do filtro (AF2), e na remoção de coliformes totais na AF1 - valores de probabilidade inferiores a 0,05. Observa-se na somatória das classificações, que nas etapas de amadurecimento e operação regular do filtro os menores valores de turbidez residual foram obtidos na condição de superdosagem de coagulante e pH próximo da neutralidade, porém, sob a condição de superdosagem e pH baixo obteve-se os maiores valores de turbidez residual.

Tabela 5.10 – Influência das condições de coagulação na morfologia dos flocos formados, na remoção de turbidez, de coliformes totais, de *E. coli* e oocistos de *Cryptosporidium*: Análise de Variância univariável não-paramétrico de Kruskal-Wallis por Classificações – (4 condições)

Parâmetros	Soma das classificações				H (3, N = 14)	Prob. (p)
	DO 6,8-6,9	DO 5,0-5,5	SD 6,3-6,7	SD 5,0-5,5		
Turbidez Residual- AF1	28,0	23,5	14,5	39,0	8,9	0,03*
Turbidez Residual - AF2	29,5	22,0	14,5	39,0	8,8	0,03*
Turbidez média - Remoção	41	17	41	6	9,4	0,02*
Coliformes Totais - AF1 - Remoção	34,0	15,0	37,0	19,0	9,1	0,03*
Coliformes Totais - AF2 - Remoção	28,0	19,5	42,0	15,5	4,6	0,21
<i>E. coli</i> - AF1 - Remoção	35,0	6,0	45,0	19,0	2,5	0,47
<i>E. coli</i> - AF2 - Remoção	33,0	10,0	40,0	22,0	3,9	0,27
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> - AF1 Remoção	20,0	28,0	27,0	30,0	3,2	0,36
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> - AF2 Remoção	17,0	32,0	25,0	31,0	5,9	0,12
Porosidade (2D-ε)	25,5	6,5	50,0	23,0	10,9	0,01*
Circularidade	25,0	10,0	49,0	21,0	8,6	0,03*
Convexidade	33,0	34,0	11,0	27,0	8,2	0,04*
Fator de Forma	31,0	34,0	12,0	28,0	7,7	0,05*
Deq	24,0	27,0	22,0	32,0	3,5	0,32
Taxa de crescimento (perda de carga)	25,0	7,0	38,0	35,0	8,8	0,03*

*Efeitos significativos ao nível de 95 % de confiança

Tabela 5.11 – Influência das condições de coagulação na morfologia dos flocos formados, na remoção de turbidez, de coliformes totais, de *E. coli* e oocistos de *Cryptosporidium*: Análise de Variância univariável não-paramétrico de Kruskal-Wallis por Classificações – (3 condições)

Parâmetros	Soma das classificações			H (2, N = 11)	Prob. (p)
	DO 6,8-6,9	DO 5,0-5,5	SD 6,3-6,7		
Turbidez Residual- AF1	28,0	23,5	14,5	3,5	0,17
Turbidez Residual - AF2	29,5	22,0	14,5	3,4	0,18
Turbidez média - Remoção	29	8	29	4,3	0,12
Coliformes Totais - AF1 - Remoção	26,0	11,5	28,5	2,2	0,34
Coliformes Totais - AF2 - Remoção	21,0	13,0	32,0	3,2	0,20
<i>E. coli</i> - AF1 - Remoção	25,0	6,0	35,0	7,3	0,03*
<i>E. coli</i> - AF2 - Remoção	26,0	8,0	32,0	4,6	0,10
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> - AF1 Remoção	18,0	25,0	23,0	2,3	0,31
Oocistos <i>Cryptosporidium</i> - AF2 Remoção	16,0	27,0	23,0	3,9	0,14
Porosidade (2D-ε)	21,5	6,5	38	8,6	0,01*
Circularidade	19,5	8,5	38	7,8	0,02*
Convexidade	29,0	27,0	10,0	7,5	0,02*
Fator de Forma	28,0	27,0	11,0	6,7	0,04*
Deq	22,0	24,0	20,0	1,5	0,50
Taxa de crescimento (perda de carga)	24,0	7,0	35,0	6,4	0,04*

*Efeitos significativos ao nível de 95 % de confiança

Na Tabela a 5.11, a condição de super-dosagem e pH baixo foi excluída do tratamento estatístico por acreditar-se que parte da turbidez observada na água filtrada nesses experimentos estar associada à presença de precipitados de alumínio que não tiveram participação no processo de remoção das impurezas. Dessa forma o valor de turbidez residual pode não ser representativo do processo de remoção de turbidez associado às partículas originalmente presentes na água bruta.

Observa-se na Tabela 5.11, que a remoção de turbidez deixa de sofrer influência significativa das condições de coagulação. Esse resultado, provavelmente, reflete uma análise mais próxima da realidade, visto que todos os experimentos realizados nas três condições de coagulação avaliadas recaíram em região otimizada de remoção de turbidez ($<0,5$ UT) nos diagramas de coagulação e obtiveram valores de turbidez residual muito próximos ($<0,2$ UT). O resultado com relação à turbidez apresentado pelo teste estatístico para as três condições sugere que os valores de turbidez residual obtida nos experimentos realizados sob condição de super-dosagem e pH baixo estariam mascarando os resultados estatísticos, devido ao fato de que parte dessa turbidez é provavelmente atribuída aos precipitados de alumínio formados no processo de coagulação.

Como pode ser visto tanto na Tabela 5.10 como Tabela 5.11, as condições de coagulação influenciaram de forma estatisticamente significativa, ao nível de 95% de confiança, na morfologia dos flocos formados, indicado pelo valor de probabilidade ($p < 0,05$) obtido para os parâmetros Porosidade, Circularidade, Convexidade e Fator de Forma, porém não influenciaram no tamanho dos flocos estimado pelo Diâmetro Equivalente. Os valores das somas das classificações dos parâmetros morfológicos referentes à regularidade dos flocos conjuntamente com os valores médios desses parâmetros (Tabela 5.4) indicam estrutura mais irregular e porosa para os flocos obtidos sob condição de super-dosagem e pH próximo da neutralidade, estrutura mais regular e menos porosa para flocos obtidos sob condição de dosagem ótima e pH baixo e uma estrutura intermediária para as outras duas condições de coagulação.

O teste estatístico também indicou influência significativa das condições de coagulação sobre a taxa de crescimento da perda de carga, ou seja, as durações das carreiras de filtração influenciadas pelas condições de coagulação. Tendo em vista estes resultados é possível que a taxa de crescimento das perdas de carga, e conseqüentemente a duração das

carreiras de filtração, estejam relacionadas com as propriedades morfológicas referentes à regularidade dos flocos. Sugerindo que flocos com estrutura mais irregular e porosa promovem maiores taxas de crescimento da perda de carga.

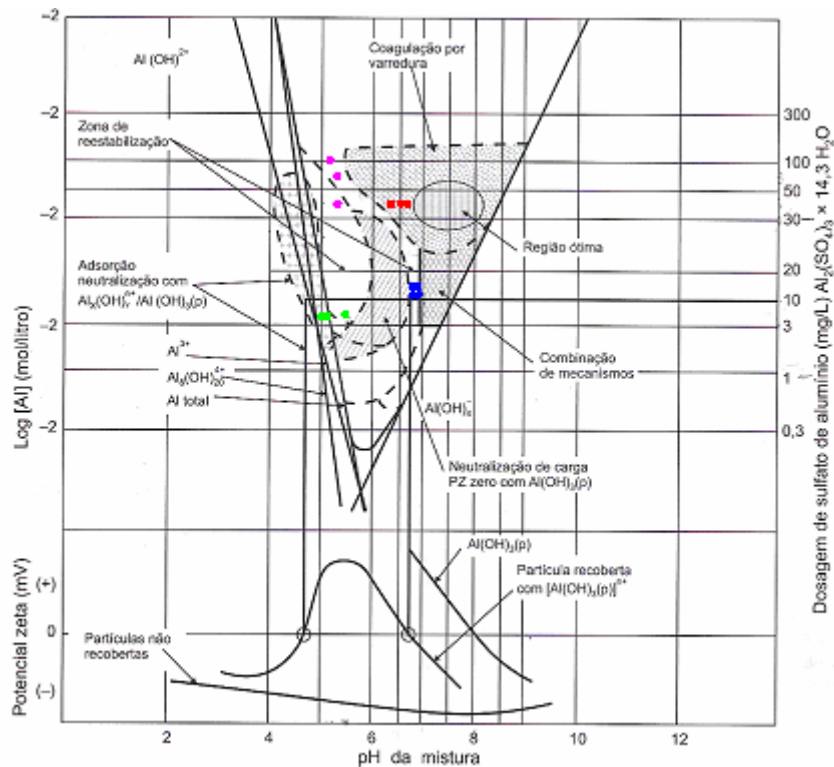
As condições de coagulação não exerceram influência significativa na remoção oocistos de *Cryptosporidium* em nenhuma das fases operacionais do sistema. Porém, as somas das classificações (Tabela 5.10) e os resultados obtidos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* (Tabelas 5.7 e 5.8) indicam que a condição de dosagem ótima e pH baixo foi a que apresentou melhores remoções de oocistos.

As eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* obtidas nas quatro condições de coagulação testadas foram próximas. Esse resultado pode estar associado ao fato de que praticamente todos os experimentos de filtração, exceto E17, foram realizados sob condições de dosagem de coagulante e valores de pH capazes de produzir desestabilização das partículas e promover eficiente coagulação (ver diagramas de coagulação Figuras 5.1 e 5.2), mesmo com predominância de diferentes mecanismos. Entretanto, outros fatores podem ter influenciado as variações verificadas nas eficiências de remoção dos oocistos, como a qualidade da água, especialmente com relação à turbidez que variou no período de estudo, a qualidade da suspensão inócula dos microrganismos, as perdas de oocistos de *Cryptosporidium* ao longo do processo de tratamento e do processo de detecção, as propriedades hidrofóbicas e eletrostáticas dos oocistos, dentre outros.

O diagrama de coagulação de Amirtharajah e Mills (1982) foi utilizado como um indicador dos possíveis mecanismos de coagulação predominantes nas diferentes condições experimentais testadas. Com o objetivo de auxiliar na visualização e identificação desses mecanismos, os pontos experimentais estão plotados no diagrama de coagulação de Amirtharajah e Mills (1982) apresentado na Figura 5.22.

Nas condições de dosagem ótima de 6 a 9 mg/L de sulfato de alumínio anidro (11 a 16 mg/L de sulfato de alumínio 14,3 H₂O) e pH de coagulação de 6,8 a 6,9 foram obtidas eficiências de remoção oocistos de *Cryptosporidium* de 1,2 a 2,0 para AF1 e 1,4 a 2,6 para AF2. Sobrepondo essas condições no diagrama de Amirtharajah e Mills (1982), observa-se que estão localizadas na região de combinação de mecanismos, ou seja, possivelmente os mecanismos que estariam atuando seriam adsorção e neutralização de cargas e varredura

(ver Figura 5.22). Nestas condições os flocos formados apresentaram uma estrutura intermediária com relação à porosidade e os parâmetros associados à regularidade, quando comparados com os flocos obtidos nas outras condições, conforme se pode constatar pelos valores indicados nas Tabelas 5.4 e 5.10.



Legenda: ● Experimentos 6, 7, 12 e 14 realizados em condição de dosagem ótima e pH na faixa de 6,8 a 6,9; ● experimentos 16, 19 e 21 realizados em condição ótima e pH na faixa de 5,0 a 5,5; ● experimentos 8, 11, 13 e 15 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 6,3 a 6,7; ● experimentos 17, 18 e 20 realizados em condição de super-dosagem e pH na faixa de 5,0 a 5,5.

Figura 5.22 - Diagrama de coagulação de Amirtharajah e Mills (1982) – Plotagem dos pontos experimentais

Os resultados obtidos na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente no presente trabalho não se distanciam muito dos resultados verificados em outros estudos quando se utilizam condições de coagulação próximas. Ongerth e Percoraro (1995) realizaram experimentos de filtração direta em escala piloto para condições ótimas (10 mg/L de sulfato de alumínio anidro e pH de coagulação de 6,5) e condições de subdosagem, em filtro com tripla camada de antracito (DE entre 1,0 a 1,1 mm; CD = 1,5), areia (DE entre 0,45 a 0,55 mm; CD = 1,85), e granada (DE entre 0,18 a 0,22 mm; CD < 2,5), e encontram remoções de oocistos de *Cryptosporidium* na faixa de 2,7 a 3,1 log para o primeiro caso e 1,5 log para o segundo.

Nieminski e Ongerth (1995) obtiveram eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* numa faixa de valores variando de 1,3 a 3,8 log, em experimentos realizados em estação piloto para filtração direta com filtro de camada dupla e 2,6 a 2,9 log para filtração direta em escala real. Os valores mais elevados de remoção de oocistos obtidos por esses autores podem estar relacionados ao fato que os experimentos foram realizados com dosagens em média de 6 mg/L de sulfato de alumínio, complementado, porém, com 3 mg/L de polímero catiônico e 0,01 mg/L de polímero aniônico como auxiliar de filtração.

Entretanto, Fagundes (2006) ao avaliar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta em condições ótimas de coagulação para água proveniente do mesmo manancial superficial e utilizando a mesma instalação piloto do presente estudo, porém, com meio filtrante de areia praticamente uniforme (DE = 1,0 mm e CD = 1,15) observou valores inferiores, na faixa de 0,5 a 1,2 log, para as eficiências de remoção.

Com valor de pH de coagulação entre 5,0 a 5,5 e adoção de dosagens ótimas de 3 a 4 mg/L de sulfato de alumínio anidro (5,3 a 7 mg/L de sulfato de alumínio 14,3 H₂O) foram obtidas eficiências de remoção de 1,9 a 2,2 para AF1 e 2,2 a 3,2 para AF2. Nessas condições, o mecanismo predominante de coagulação de acordo com o diagrama de Amirtharajah e Mills (1982), (ver Figura 5.21), é o de adsorção e neutralização de cargas. Devido aos oocistos apresentarem carga superficial negativa (potencial zeta negativo) as espécies solúveis hidrolisáveis seriam adsorvidas formando um floco desestabilizado e contribuindo dessa forma para melhores remoções de oocistos de *Cryptosporidium*. Estas condições de coagulação promoveram a formação de flocos ainda mais compactos e densos do que aqueles formados em condições de dosagem ótima de coagulante e pH na faixa de 6,8 a 6,9.

Bustamante *et al.* (2001) avaliaram a interação entre os oocistos de *Cryptosporidium* e o sulfato de alumínio e verificaram que as espécies hidrolisadas de alumínio foram especificamente adsorvidas nos oocistos, causando a reversão do potencial dos oocistos de negativo para positivo.

Segundo Marklund *et al.* (1989 *apud* Bustamante *et al.*, 2001), Cotton e Wilkinson (1980 *apud* Bustamante *et al.*, 2001), as espécies de alumínio não são apenas eletrostaticamente

adsorvidas nos locais negativamente carregados, mas também interagem quimicamente com os grupos carboxilados e fosfatos da superfície dos oocistos, tornando-os negativos. De acordo com Bustamante *et al.*, (2001) esses locais produziram pontos de ancoramento onde as espécies hidrolisadas seriam especificamente aderidas e o floco construído em torno dele. A força de cada ligação estaria em torno de 10 kT, de modo que essa força de aderência pode ser um fator determinante na capacidade dos flocos de alumínio em reterem os oocistos de *Cryptosporidium* no meio filtrante, podendo ser fundamental no estágio inicial de remoção dos oocistos. Entretanto, esses autores observaram que essa interação entre flocos de alumínio e oocistos de *Cryptosporidium* precisa ser testada em experimentos de filtração para se garantir que essa interação realmente possa ser confirmada em condições de filtração em escala real.

Essa interação química entre o alumínio e substâncias específicas da parede dos oocistos pode ter sido um fator que favoreceu as maiores remoções dos oocistos de *Cryptosporidium* na fase de amadurecimento, em experimentos com valores de pH de coagulação mais baixo, em comparação à remoção de turbidez e coliformes, uma vez que essas interações químicas podem não acontecer com as partículas e com as bactérias do grupo coliformes.

Nas condições de valores de pH de coagulação entre 6,3 a 6,7 e concentrações de sulfato de alumínio anidro de 25 mg/L (44 mg/L de sulfato de alumínio 14,3 H₂O) foram obtidas eficiências de remoção de 1,3 a 2,3 para AF1 e 2,0 a 2,7 para AF2. Baseando-se no diagrama de Amirtharajah e Mills (1982) (ver Figura 5.22), observa-se que essas condições de coagulação localizam na região de varredura. Essa condição de dosagem alta de coagulante conduz à formação de precipitados de hidróxido de alumínio, formando flocos mais porosos e de morfologias mais irregulares que permitem que as partículas presentes na água possam ser capturados por esses precipitados. A referida condição, de acordo com a somatória das classificações (ver Tabela 5.10), mostrou-se mais eficiente quanto à remoção dos demais parâmetros da qualidade da água avaliados (turbidez, *E. coli*, coliformes totais e clorofila-a) e com eficiências de remoções de oocistos similares às outras condições. Entretanto, não são condições adequadas para o tratamento da água de estudo por filtração direta, visto que produziram carreiras de filtração muito curtas.

Nas condições de super-dosagem, 25 a 60 mg/L de sulfato de alumínio anidro (44 a 105 mg/L de sulfato de alumínio 14,3 H₂O) e pH de coagulação entre 5,0 a 5,5, foram obtidas

eficiências de remoção de 1,5 a 2,4 para AF1 e 2,3 a 3,0 para AF2. Analisando-se essas condições com o diagrama de Amirtharajah e Mills (1982) observa-se que a condição de coagulação adotada no experimento 17 recaiu em uma região de reestabilização, nos experimentos 18 e 20 a coagulação foi efetuada usando condições que incidem em uma região com mecanismo não identificado neste diagrama, mas que recai onde, de acordo com o diagrama de solubilidade do alumínio, já ocorre a precipitação do hidróxido de alumínio.

Os resultados obtidos nestas condições de coagulação mostram eficiências de remoção de turbidez menores e valores de alumínio residual superiores quando comparadas a todas as outras condições avaliadas. Quanto às eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foram similares às obtidas nas condições de dosagem ótima de coagulante e valores de pH baixo. As eficiências de remoção obtidas nos experimento 17, 18 e 20 foram de 1,5 log, 2,3 log e 2,4 log para amostras de água -AF1 e 2,3 log, 2,7 log e 3,0 log para amostras de água AF2, respectivamente.

As condições de super-dosagem e pH baixo mostraram-se desfavoráveis para a remoção de outras partículas (representadas no valor da turbidez), entretanto promoveram uma boa remoção de oocistos, observando-se que à medida que a dosagem de coagulante aumentava (experimento 20) ocorriam acréscimos nas remoções de oocistos de *Cryptosporidium*.

Segundo Amirtharajah e Mills, (1982), a delimitação da região de reestabilização no diagrama de coagulação com sulfato de alumínio varia em função da área superficial dos colóides, especialmente o limite inferior. A delimitação superior da região de reestabilização (nova condição de desestabilização), por sua vez, tem sido creditada à presença de íons SO_4^{2-} e ao aprisionamento dos colóides reestabilizados em complexos de sulfato de alumínio. De acordo com a Figura 5.22, o ponto referente às condições de coagulação do experimento 17 recai próximo do limite superior da região de reestabilização. É possível que os resultados de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* obtidos nesse experimento estejam associados a esses mecanismos, ou seja, que a remoção tenha ocorrido em função do aprisionamento dos oocistos aos complexos de alumínio formados nessas condições.

Como já discutido, com o uso de pH baixo e super-dosagem de coagulante, as eficiências de remoção de turbidez na filtração foram menores e valores de alumínio residual superiores quando comparadas a todas as outras condições avaliadas. Já as eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foram similares às obtidas nas condições de dosagem ótima de coagulante e valores de pH baixo.

Os resultados dos experimentos E17, E18 e E20 apontam ainda para a hipótese da existência de outros fatores, além dos mecanismos de coagulação, que influenciam na remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* e que também são influenciados pelo valor do pH. Esses outros possíveis fatores que parecem estar atuando na remoção dos oocistos podem estar associados às propriedades hidrofóbicas e eletrostáticas, bem com às interações químicas com os grupos carboxilados e fosfatos da superfície dos oocistos.

Segundo Drozd e Schwartzbroad (1996), a hidrofobicidade e o potencial zeta são parâmetros relacionados com as características químicas e a estrutura dos oocistos desses protozoários, tendo uma influência significativa nos mecanismos complexos da adesão dos microrganismos quando associados às partículas suspensas. Ao avaliarem as propriedades de hidrofobicidade e eletrostática da superfície dos oocistos de *Cryptosporidium*, os autores verificaram que a variação do potencial de hidrofobicidade dos oocistos não é devida somente às variações do pH, mas também ao efeito da condutividade.

Esses autores concluíram que o potencial hidrofóbico da superfície dos oocistos aumenta quando o pH alcança valores extremos e decresce ao mínimo em valor de pH 7. Para as cargas superficiais (potencial zeta) dos oocistos observou-se um leve acréscimo associado à redução do valor do pH, partindo de -35 mV para pH alcalino e alcançando 0 mV para pH ácido (2,5). Esses resultados são comparáveis aos relatados por Ongerth e Pecoraro (1996) que obtiveram valor do potencial zeta de aproximadamente -35 mV para os oocistos de *Cryptosporidium* em pH 7,0 e de zero para pH de 4 a 4,5.

De acordo com o que foi exposto, sugere-se que o aumento da hidrofobicidade dos oocistos de *Cryptosporidium* e a ocorrência de um valor do potencial zeta dos oocistos mais próximo do ponto isoelétrico nas condições de pH mais baixo favorecem tanto os processos de coagulação quanto os processos de aderência no meio filtrante.

Conforme Krasner e Amy (1995), a “coagulação melhorada” é mais efetiva para frações de matéria orgânica húmica (hidrofóbica) e de alto peso molecular, pois, de modo geral, esses compostos são removidos por dois mecanismos: pela adsorção no floco de hidróxido de alumínio e pela formação de complexos insolúveis de alumínio, que agem como fortes ligantes sob a maioria das condições do pH antes da precipitação do hidróxido de alumínio, de forma análoga à neutralização de carga. Baseado nos resultados e no que foi exposto, é provável que tenha ocorrido a coagulação melhorada nos experimentos 18 e 20.

Os resultados obtidos nos experimentos de filtração com dosagem ótima e super-dosagem de sulfato de alumínio e pH de coagulação próximo de 5 promoveram as melhores remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, entretanto, as altas dosagens de coagulante contribuíram para produção de carreiras de filtração com duração muito curtas, sendo questionável sua aplicação prática na filtração direta para condições similares às condições experimentais testadas.

6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A seguir são apresentadas as principais conclusões obtidas a partir do desenvolvimento do trabalho experimental em escala piloto. Portanto essas conclusões devem ser interpretadas considerando-se as condições experimentais avaliadas e as limitações inerentes à escala dos experimentos.

Nas diferentes condições de coagulação testadas, o filtro de camada dupla foi capaz de promover eficiências de remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* variando na faixa de 1,2 a 2,4 log, para as amostras de água filtrada tomadas no início da carreira de filtração (período de amadurecimento), e de 1,4 a 3,2 log, para as amostras de água filtrada durante a operação regular do filtro. A ampla faixa de eficiência de remoção obtida confirma a importância das condições de coagulação (dosagem de coagulante e pH de coagulação) na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente, bem como o relevante papel da qualidade da água.

Os dados obtidos revelam que o período de amadurecimento apresenta maior vulnerabilidade quanto à passagem de oocistos de *Cryptosporidium* quando comparado ao período de operação regular dos filtros. Os valores de eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no filtro durante o período de amadurecimento foram de 0,1 a 1,0 log menores do que os obtidos durante a operação regular dos filtros. Em função da forma de lavagem adotada nos experimentos, sugere-se que a menor eficiência de remoção oocistos de *Cryptosporidium* está relacionada à menor eficiência dos mecanismos de aderência durante a fase inicial da carreira de filtração. Em escala real, o risco de passagem de oocistos pelo meio filtrante no início da carreira de filtração poderá ser ainda maior, pois o efeito da presença de oocistos na água residual de lavagem no meio filtrante (intersticial) se somará ao efeito da menor eficiência da aderência.

Os experimentos realizados em valores de pH de coagulação mais baixo, em torno de 5, promoveram as melhores eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, particularmente em relação ao período de operação regular do filtro.

Para o pH de coagulação em torno de 5, a dosagem ótima necessária para promover uma maior remoção de oocistos de *Cryptosporidium* recaiu em uma região que de um modo geral se caracteriza pela predominância do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, mecanismo esse normalmente recomendado quando se utiliza a filtração direta. Nesse mesmo valor de pH de coagulação a adoção de super-dosagem de sulfato de alumínio (aproximação da “coagulação melhorada”) não pareceu afetar notadamente a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no filtro de camada dupla, porém promoveu a redução da duração da carreira de filtração.

A análise estatística revelou que as diferentes condições de coagulação testadas não influenciam significativamente no diâmetro equivalente do floco, porém, de forma geral, os flocos obtidos em condições de dosagem ótima e pH baixo apresentaram uma estrutura mais regular e menos porosa em relação aos flocos formados em condições de super-dosagem de coagulante e pH entre 6,3 a 6,7 os quais exibiram uma estrutura irregular e porosa. Os resultados sinalizam uma possível relação entre as propriedades morfológicas de regularidade dos flocos e as taxas de crescimento das perdas de cargas.

Praticamente todas as carreiras de filtração, com exceção daquelas realizadas em condições de super-dosagem de coagulante e valor de pH de coagulação baixo, produziram água filtrada com valores de turbidez inferiores a 0,2 UT, atendendo os padrões de potabilidade exigidos e recomendados pela legislação brasileira. Ao mesmo tempo verificou-se que, para água bruta contendo entre 10^2 -a 10^3 oocistos de *Cryptosporidium*/L, foram produzidos residuais consistentemente inferiores ou iguais a 2 ooc/L, com predominância de resultados inferiores ou iguais a 1 ooc/L. Esses residuais de oocistos de *Cryptosporidium* obtidos nos experimentos de filtração não atendem as legislações americana e inglesa quanto à dose infectante.

Os resultados obtidos no presente trabalho também mostram não haver relação entre as eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e as eficiências de remoção de coliformes totais e *E.coli*, resultados estes comparáveis com outros estudos, reforçando o fundamento de que essas bactérias não são indicadores de oocistos de *Cryptosporidium*.

Os resultados obtidos sugerem, portanto, que para a filtração direta, o uso de pH de coagulação próximo de 5, associado ao uso de dosagens de coagulante que favoreça a

predominância do mecanismo de adsorção e neutralização de cargas, é preferível a outras combinações de pH de coagulação e dosagem de coagulante que também promovem baixos residuais de turbidez e elevadas remoções de bactérias do grupo coliforme. É importante destacar que o baixo valor do pH de coagulação pode estar influenciando a remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* também por favorecer a hidrofobicidade dos oocistos e reduzir, independentemente do mecanismo de coagulação, a carga repulsiva dos mesmos (potencial zeta mais próximo de zero).

Em função dos resultados obtidos neste trabalho, em decorrência de um número pequeno de repetições e das dificuldades e observações verificadas ao longo do mesmo, sugerem-se algumas recomendações para estudos futuros referentes à remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente:

- (1) Investigar a utilização de meio filtrante de dupla camada de antracito e areia, em granulometria diferente, ou seja, mais grossa, com o objetivo de obter penetração mais profunda das partículas e conseqüentemente carreiras de filtração mais longas e observar o comportamento das remoções dos oocistos de *Cryptosporidium*.
- (2) Avaliar a influência da pré-floculação associada à filtração direta na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e verificar conjuntamente a atuação da morfologia dos flocos na remoção dos oocistos nestas condições.
- (3) Realizar um número maior de repetições para cada condição de coagulação testada, especialmente em condições de baixo pH, e inserir a medida do potencial zeta para agregar mais informações sobre os mecanismos de coagulação e possibilitar com mais segurança o entendimento e conclusão dos resultados obtidos.
- (4) Utilizar outros tipos de coagulante, como o cloreto férrico e o policloreto de alumínio (PAC) nos estudos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* por filtração direta descendente.
- (5) Analisar a presença de oocistos de *Cryptosporidium* em águas de lavagem dos filtros rápidos de ETAs de filtração direta em escala real, para avaliar os riscos potenciais para a

saúde humana associados à prática da re-circulação das águas de lavagem na estação de tratamento de água.

Os resultados dos escassos estudos sobre a presença de oocistos de *Cryptosporidium* em mananciais e água tratada realizados no Brasil têm mostrado a necessidade de ações mais efetivas na busca do conhecimento da realidade brasileira com relação a esse protozoário e os riscos a saúde. Com base nesse enfoque recomenda-se ainda:

(6) Realizar estudos para verificação da presença e quantificação desse protozoário no ambiente aquático, para avaliar possíveis riscos de infecção inerentes às concentrações da água bruta e definir metas de remoções nos sistemas de tratamento compatíveis com a realidade brasileira.

(7) Pesquisar novos indicadores microbiológicos e/ou físico-químicos que melhor expressem a qualidade da água quanto à ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium*, principalmente em função do alto custo das análises de detecção de oocistos de *Cryptosporidium* e das reais condições econômicas e técnicas em que trabalham as ETAs no Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aboytes, R., Di Giovanni, G. D., Abrams, F. A., Rheinecker, C., Mcelroy, W, Shaw, N. e Lechevallier, M. W. (2004). “Detection of infectious *Cryptosporidium* in filtered drinking water.” *Journal of the American Water Works Association*, **96**(9), 88-98.
- Akiba, M., Kunikane, S., Kim, H. S., Kitazawa, H. (2002). “Algae as surrogate indices for the removal of oocysts by direct filtration.” *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(3), 73-80.
- Amaral, A.L.; Alves, M.M.; Mota, M. Ferreira, E.C. (1997). “Morphological characterization of microbial aggregates by image analysis,” In: RECPAD’97 – 9th Portuguese Conference on Pattern Recognition, (APRP, Eds.), Coimbra, Anals of RECPAD’97 – 9th Portuguese Conference on Pattern Recognition, Coimbra, 95-100.
- Amirtharajah, A. (1988). “Some theoretical and conceptual views of filtration.” *Journal of the American Water Works Association*, **80** (12), 36-46.
- Amirtharajah, A. e Wetstein, D. P. (1980). “Initial degradation of effluent quality during filtration.” *Journal of the American Water Works Association*, **72** (9), 518-523.
- Amirtharajah, A. e Mills, K.M. (1982). “Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation.” *Journal of the American Water Works Association*, **74** (4), 210-216.
- Arboleda, V. J. (1992). *Teoria y Practica de la Purificación del Agua*, Asociación Colombiana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – ACODAL, 684p.
- 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., Bevilacqua, P. D., Heller, L., Vieira, M. B. C. M., Brito, L. A., Nascimento, L. E. (2004). “*Giardia* sp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts dynamics in southeast Brazil: occurrence in surface water and removal in water processes.” *Water Science and Technology: Water Supply*, **4**(2), 15-22.
- Bastos, R.K.X., Bevilacqua, P. D., Heller, L., Vieira, M. B. C. M., Brito, L. A. (2005). “Abordagem sanitário-epidemiológica do tratamento e da qualidade parasitológica da água: entre o desejável e o possível.” In: *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental- ABES*, Campo Grande, Brasil.
- Brandão, C. C. S., Lacerda, M.R. S., Abreu, M.C. (1996). “Influência do tempo de floculação na filtração direta de águas com baixa turbidez e teor elevado de algas.”

- In: VII Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Lisboa, Portugal.
- Berino, E., De Luca, S. J. (2003). “Ocorrência de *Cryptosporidium* sp. E *Giardia* sp. Em Águas brutas de formadores de Lago Guaíba.” *In: .22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Joinville, SC.
- Brasil (2004). Ministério da Saúde. Portaria n 518 de 29 de dezembro de 2000: “Procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.” *Diário Oficial da Republica Federativa do Brasil*, Poder Executivo, Brasília, DF, de 26 de março de 2004.
- São Paulo (2005). Secretaria de Estado da Saúde de São Paulo. “Boletim epidemiológico : C.R.T. DST AIDS C.V.E.” Ano XXIV , Nº1, Dezembro, 2005.
- Bratby, J. R. (1986). “Optimizing direct filtration in Brasília.” *Journal of the American Water Works Association*, **78**(6), 106-115.
- Brush, C. F., Walter, M. F., Anguish, L. J., Ghiorse, W. C. (1998). “Influence of pretreatment and experimental conditions on electrophoretic mobility and hydrophobicity of *Cryptosporidium parvum* oocysts.” *Applied and Environmental Microbiology*, **64**(11), 4439-4445.
- Bustamante, H. A., Shanker, S. R., Pashley, R. M. e Karaman, M. E. (2001). “Interaction between *Cryptosporidium* oocysts and water treatment coagulants.” *Water Research*, **35**(13), 3179-3189.
- Cardoso F. B. F., Martins, E. S., Farias, W. M., Carvalho, J. C. (2003). “Papel dos oxidróxidos de Fe e de Al no grau de agregação de solos do Distrito Federal.” *I Simposio sobre Solos Tropicais e Processos Erosivos no Centro-Oeste*, Brasília, Brasil.
- Cardoso, L. S., De Carli, G. A. e De Luca, S. J. (2003). “ *Cryptosporidium* e *Giardia* em efluentes biologicamente tratados e desinfetados.” *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **8**(4), 285-290.
- Carlson, K., Via, S., Bellamy, B. e Carlon, M. (2000). “Secondary effects of enhanced coagulation and softening.” *Journal of the American Water Works Association*, **92**(6), 63-75.
- Chakraborti, R.K., Atkinson, J., Vanbeschoten, J. (2000). “Characterization of Alum Flocc by Image Analysis”. *Environmental Science & Technology* **34**, 3969-3976.

- Chauret, C., Armstrong, N., Fisher, J., Sharma, R., Springthorpe, S. e Sattar S. (1995). "Correlating *Cryptosporidium* and *Giardia* with microbial indicators." *Journal of the American Water Works Association*, **87**(11), 76-83.
- Cleasby, J.L. (1972). "Filtration." In: Weber, W. J. *Physicochemical Processes for Water Quality Control*. Wiley- Interscience, New York, E.U.A.
- Cleasby, J.L. (1990). "Filtration." In: Pontius, F. W. (ed.) *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*. 4^a Edition. American Water Work Association. McGraw Hill, Inc., E.U.A. 455-555.
- Craun, G. F., Hubbs, S. A., Frost, F., Calderon, R. L., Via, S. H. (1998). "Waterborne outbreaks of cryptosporidiosis." *Journal of the American Water Works Association*, **90**(09), 81-91.
- Dalsasso, R. L. e Sens, M. L. (2006). "Filtração direta com pré-floculação e coagulação com sulfato de alumínio e hidroxiclreto de alumínio: Estudo com água de manancial eutrofizado." *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **11**(3), 241-249.
- Di Bernardo, L., Mendes, C.G.N., Brandão, C.C.S., Sens, M.L. e Pádua, V.L. (2003). *Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta*. PROSAB 3. ABES. São Carlos, SP, 498p.
- Di Bernardo L. e Dantas, A, D. B. (2005a). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. RiMa, v.1, 2^a Edição, São Carlos, SP, Brasil, 702p.
- Di Bernardo L. e Dantas, A, D. B. (2005b). *Métodos e técnicas de tratamento de água*. RiMa, v.2, 2^a Edição, São Carlos, SP, Brasil, 792p.
- Drozd, C. e Schwartzbrod, J. (1996). "Hydrophobic and electrostatic cell surface properties of *Cryptosporidium parvum*." *Applied and Environmental Microbiology*, **62**(04), 1227-1232.
- Dugan, N.R., Fox, K.R., Owens, J.H., Miltner, R.J. (2001). "Controlling *Cryptosporidium* oocysts using Conventional treatment." *Journal of the American Water Works Association*, **93** (12), 64-77.
- Emelko, M. B. (2003). "Removal of viable and inactivated *Cryptosporidium* by dual and tri-media filtration." *Water Research* **37**(2), 2998-3008.
- Emelko, M. B., Huck, P. M. e Douglas, I. P. (2003). "*Cryptosporidium* and microsphere removal during late in-cycle filtration." *Journal of the American Water Works Association*, **95**(5), 173-182.

- Emelko, M. B., Huck, P. M. e Coffey, B. M. (2005). "A review of *Cryptosporidium* removal by granular media filtration." *Journal of the American Water Works Association*, **97**(12), 101-115.
- 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 de *Cryptosporidium* spp. oocysts in raw sewage and creek water in the city of São Paulo, Brazil." *Brazilian Journal of Microbiology*, **33** (1).
- Franco, R. M. B., Rocha-Eberhardt, R. e Cantusio Neto, R. (2001). "Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw water from the Atibaia River, Campinas, Brazil." *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, **43**(2), São Paulo.
- Franco, R.M.B. (2004). "Método 1623: evolução e análise crítica." *Anais do I Seminário Internacional em Protozoários Emergentes*, CDRom, Campinas, Brasil.
- Francy, D. S., Simmons III, O.D., Ware, M.W., Granger, E.J., Sobsey, M.D. e 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.
- Gamba, R. C., Ciapina, E. M. P., Espíndola, R. S., Pacheco, A. e Pellizari, V. H. (2000). "Detection of *Cryptosporidium* sp. oocysts in groundwater for human consumption in Itaquaquecetuba city, S. Paulo-Brazil." *Brazilian Journal of Microbiology*, **31** (2).
- Ginoris, Y. P. (2006). *Aplicação de Técnicas de Análise de Imagens no Monitoramento de Sistemas de Lodo Ativado*. Tese de Doutorado. Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímico, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, p.194.
- Grijnspeerdt, K.; Verstraete, W. (1997). "Image analysis to estimate the settleability and concentration of activated sludge." *Water Research*, **31**(5), 1126-1134.
- Haas, C. N. e Rose, J. B. (1995). "Developing an action level for *Cryptosporidium*." *Journal of the American Water Works Association*, **87**(9), 81-84.
- Hachich, E. M., Galvani, A. T., Padula, J. A., Menegon, N. e Sato, M. I. Z. (2000). "Importância do controle dos parasitas patogênicos *Giardia* e *Cryptosporidium* em

- águas captadas para consumo humano.” In: *XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Porto Alegre, Brasil.
- 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. e 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.
- Huck, P. M., Coffey, B. M., Anderson, W. B., Emelko, M. B., Maurizio, D. D., Slawson, R. M., Douglas, I. P., Jasim, S. Y. e O’Mélia, C. R. (2002a). “Using turbidity and particle counts to monitor *Cryptosporidium* removals by filters.” *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(3), 65-70.
- Huck, P. M., Coffey, B. M., Anderson, W. B., Emelko, M. B., Maurizio, D. D., Slawson, R. M., Douglas, I. P., Oever, J. V. D., Douglas, I. P. e O’Mélia, C. R. (2002b). “Effects of filter operation on *Cryptosporidium* removal.” *Journal of the American Water Works Association*, **94**(6), 97-111.
- Ives, K. J. (1970). “Rapid filtration.” *Water Research*, **4**, 201-223.
- Ives, K. J. (1975). “Capture mechanisms in filtration.” *The science basis of filtration*. Netherlande, Nato Advanced Study Institute.
- Kawamura, S. (2000). *Integrated Design and Operation of Water Treatment Facilities*. John Wiley & Sons, INC. New York, E.U.A., 691p.
- Kramer, M. H., Herwaldt, B. L., Craun, G. F., Calderon, R. L., Juranek, D. D. (1996). “Waterborne disease: 1993 and 1994.” *Journal of the American Water Works Association*, **88**(03), 66-80.
- Krasner, S. W. e Amy, G. (1995). “Jar-test evaluations of enhanced coagulation.” *Journal of the American Water Works Association*, **87**(10), 93-107.
- Kuhn, R. C., Rock, C. M., Oshima, K. H. (2000). “Effects of pH and magnetic material on immunomagnetic separation of *Cryptosporidium* oocysts from concentrated water samples.” *Applied and Environmental Microbiology*, **68**, 2066-2070.
- Lacerda, M.R.S. (1997). *A Influência do pH de Coagulação e do Tempo de Flocculação na Flotação por Ar Dissolvido no Tratamento de Água com Baixa Turbidez e Presença de Algas*. Dissertação de Mestrado. Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos

- Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, p.118.
- LeChevallier, M. W. e Norton, W. D. (1992). "Examining relationships between particle counts and *Giardia*, *Cryptosporidium* and turbidity." *Research & Technology*, (9), 54-60.
- LeChevallier, M. W. e Norton, W. D. (1995). "*Giardia* and *Cryptosporidium* in raw and finished water." *Journal of the American Water Works Association*, **87**(9), 54-67.
- Lloyd, S. W. e Tucker, C. S. (1988). "Comparison of three solvent systems for extraction of chlorophyll a from fish pond phytoplankton communities". *Journal of the World Aquaculture Society*, **19**(2), 36-40.
- Li T., Zhu, Z., Wang, D., Yao, C. e Tang, H. (2006). "Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms." *Powder technology*, **168**, 104-110.
- Moran, D. C., Moran, M.C., Cushing, R. S. e Lawler, D. F. (1993). "Particle behavior in deep-bed filtration: Part 1 – Ripening and breakthrough." *Journal of the American Water Works Association*, **85**(12), 69-81.
- Muller, A. P. B. (1999). *Detecção de Oocistos de Cryptosporidium spp. Em águas de Abastecimento Superficiais e Tratadas da Região Metropolitana de São Paulo*. Dissertação de Mestrado em Ciências. Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo, SP.
- Nieminski E. C. e Ongerth, J. E. (1995). "Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration." *Journal of the American Water Works Association*, **87**(9), 96-112.
- Nieminski E. C., Bellamy, W. D. e Moss, L. R. (2000). "Using surrogates to improve plant performance." *Journal of the American Water Works Association*, **92**(3), 67-78.
- O'Melia, C. R. (1972). "Coagulation and flocculation." In: Weber, W. J. (ed.). *Physicochemical Processes Water Quality Quality*. Wiley-Interscience. E.U.A. 61-106.
- O'Melia, C. R. (1985). "Particles, pretreatment, and performance in water filtration." *Journal Environmental Engineering - ASCE*, **111**(6), 874-887.
- Ongerth J. E. e Pecoraro, J. P. (1995). "Removing *Cryptosporidium* using multimedia filters." *Journal of the American Water Works Association*, **87**(12), 83-89.

- Ongerth J. E. e Pecoraro, J. P. (1996). "Electrophoretic mobility of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts." *Journal of Environmental Engineering* , **122**(3), 222-231.
- Rose, J. B. (1990). "Occurrence and control of *Cryptosporidium* in drinking water." In: McFeters, G. A. (ed.) *Drinking Water Microbiology*. New York: Springer-Verlag, 294-321.
- Standard Methods (2001). "9711 Pathogenic protozoa." *Microbiological Examination (9000)*, 9-161 – 9-168.
- Smith, H. V. e Rose, J. B. (1998). "Waterborne cryptosporidiosis: current status." *Parasitology Today*, **14**(1), 14-22.
- Srinivasan, P. T., Viraraghavan, T., Subramanian, K. S. (1999). "Aluminium in drinking: An overview." *Water SA*, **25**(1), 47-55.
- States, S., Stadterman, K., Ammon, L., Vogel, P., Baldizar, J., Wright, D., Conley, L. e Sykora, J. (1997). "Protozoa in river water: sources, occurrence and treatment." *Journal of the American Water Works Association*, **89**(9), 74-82.
- States, S., Tomko, R., Scheuring, M. e Casson, L. (2002). "Enhanced coagulation and removal of *Cryptosporidium*." *Journal of the American Water Works Association*, **94**(11), 67-77.
- Swertfeger, J., Metz, D. H., DeMarco, J., Braghetta, A. e Jacangelo, J. G. (1999). "Effect of filter media on cyst and oocyst removal." *Journal of the American Water Works Association*, **91**(9), 90-100.
- Tobiason, J. E. e O'Melia, C. R. (1988). "Physicochemical aspects of particle removal in depth filtration." *Journal of the American Water Works Association*, **80**(12), 54-63.
- USEPA (1998). *National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule Part V*. 40 CFR Parts 9, 141, and 142
- USEPA (1999a). *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*
- USEPA (1999b). "Enhanced coagulation and enhanced precipitative: softening guidance manual." EPA/815/R-99/012. May 1999.
- USEPA (2005). *Method 1623: Cryptosporidium and Giardia in Water by Filtration/IMS/FA*.
- USEPA (2006a). *National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule*. 40 CFR Parts 9, 141, and 142

- USEPA (2006b). Fotos de *Cryptosporidium parvum*. Disponível em < http://www.epa.gov/ogwdw/lt2/training/module_microscopy/crypto/gandcrypto/index.html > Acesso em: 10/10/2006.
- Ware, M. W., Wymer, L., Lindquist, A., Schaefer III, F. W. (2003). “ Evaluation of an alternative IMS dissociation procedure for use with Method 1622: detection of *Cryptosporidium* in water.” *Journal of Microbiological Methods*, **55**, 575-583.
- Wiecheteck, G. K., Molina, F. R. O. e Di Bernardo, L. (1997) “Influência do método de lavagem nas características de carvão antracitoso utilizado em meio filtrante”. In: *19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental- ABES*, Foz do Iguaçu, Brasil.
- Wood, L.W. (1985). “Chloroform-methanol extraction of chlorophyll a.” *Canadian. Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **42**, 38-43.

APÊNDICES

APÊNDICE A – CÁLCULO DO DISPOSITIVO DE MISTURA RÁPIDA

Tabela A.1 – Cálculo do dispositivo de mistura rápida para Taxa de 210 m³/m²dia

Diâmetro do filtro (Df)		0,085	m
Área do filtro (Af)		5,67E-03	m ²
Taxa de filtração (Tf)		210	m ³ /m ² dia
Vazão do filtro (Qf)	$Qf = Af * Tf$	1,38E-05	m ³ /s
Vazão do coagulante (Qc)	ADOTADO	6,57E-07	m ³ /s
Vazão na saída dos orifícios (Qo)			
Diâmetro externo da tubulação (De)		0,02	m
Espessura da tubulação (e)		0,0015	m
Diâmetro interno da tubulação (D)	$D = De - 2e$	0,017	m
Área da expansão (AD)		2,27E-04	m ²
Diâmetro da contração (d')	$d'^2 \leq D^2/7$	0,0064	m
Diâmetro da contração adotado (d)		0,0036	m
Área da contração (Ac)		1,02E-05	m ²
Velocidade da água na contração (Vc)	$Vc = Qf / Ac$	1,35	m/s
Perda de carga na expansão (Δh)	$\Delta h = (Vc^2 / 2g) * (1 - (d^2 / D^2))^2$	9,17E-02	m
Velocidade da água na expansão (VD)	$VD = Qf / AD$	6,08E-02	m/s
Diâmetro do orifício (c)		0,00064	m
Área do orifício (Ao)		3,22E-07	m ²
Número de orifícios (N)		6	
Espessamento entre D e Dc (E)	$E = ((D - d) / 2) - c$	0,0046	m
Posição dos orifícios (P)	$P = 2/3 * E$	0,0031	m
Raio da circunferência de posição dos orifícios ®	$R = (2/3 * E) + (d/2)$	0,0049	m
Comprimento da circunferência C		0,0397	m
Espaçamento entre orifícios (Eo')	$Eo' = (C - (N * c)) / (N - 1)$	0,0072	m
Espaçamento linear entre orifícios (Eo)	$Eo = R$	0,0049	m
Tempo de mistura (t)	$t = 2,5 * Eo / VD$	0,202	m/s
Velocidade de aproximação (Va)	$Va = Qf / Ac$	1,35	s
Velocidade de saída de cada orifício (Vs)	$Vs = Qc / Ao$	2,04	m/s
Peso específico (γ)		9800	N/m ³
Viscosidade absoluta (μ)		1,029E-03	Ns/m ²
Potência dissipada na massa líquida (P)	$P = \gamma * N * Ao * Va * ((Vs + Va)^2 / (2 * g))$	0,02	Nm/s
Gradiente de velocidade da expansão (GD)	$GD = (\gamma (\Delta h / \mu * t))^{1/2}$	2081,38	s ⁻¹
Volume da água na mistura (Vol)	$Vol = 2,5 * AD * Eo$	2,78E-06	m ³
Gradiente de velocidade decorrente do injetor (Gi)	$Gi = (P / (\mu * Vol))^{1/2}$	2295,53	s ⁻¹
Gradiente de velocidade total do dispositivo (Gt)	$Gt = GD + Gi$	4376,91	s ⁻¹

APÊNDICE B – COMPOSIÇÃO E CURVA GRANULOMÉTRICA DO MEIO FILTRANTE

Tabela B.1 – Composição granulométrica dos materiais filtrantes

PENEIRAS (mm)	ANTRACITO		AREIA	
	MASSA(gr)	% PASSA	MASSA(gr)	% PASSA
2,00	998	100		
1,68	829	83,1		
1,41	595	59,6		
1,19	373	37,4	998	100,0
1,00	188	18,8	777	77,9
0,85	21	2,1	513	51,4
0,71			341	34,2
0,60			180	18,0
0,50			14	1,4

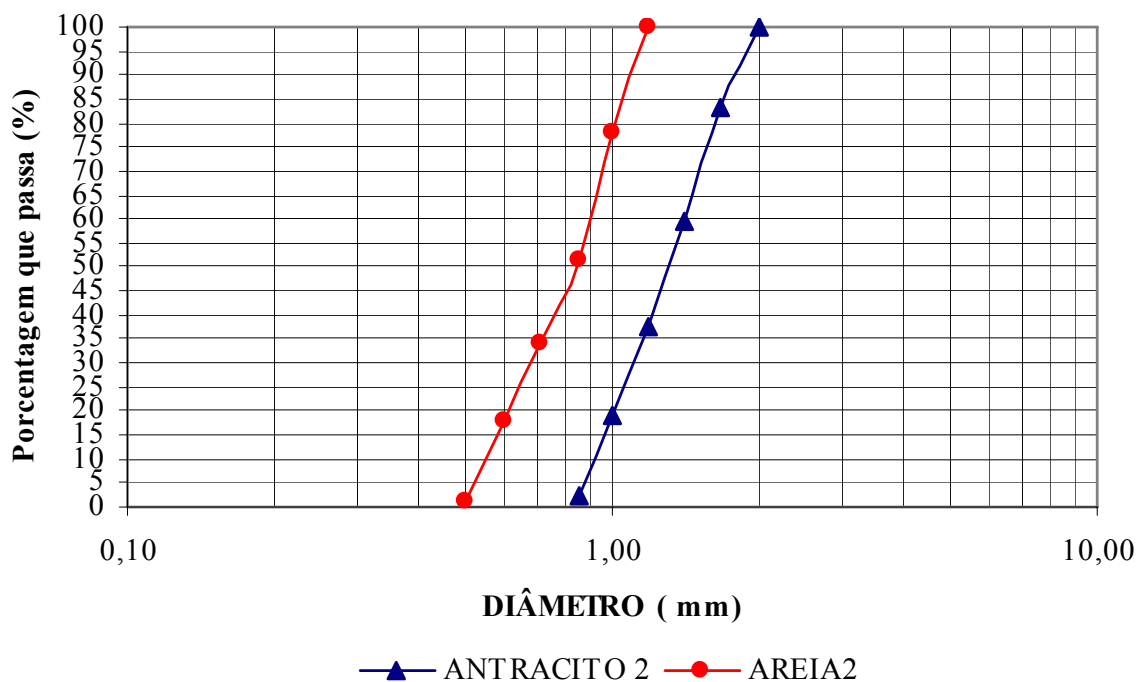


Figura B.

1 – Curvas granulométricas dos materiais filtrantes

APÊNDICE C – CÁLCULOS DA VELOCIDADE DE FLUIDIFICAÇÃO E EXPANSÃO DO MEIO FILTRANTE

Dados:

ρ areia = 2650 kg/m ³	Valor determinado
ρ antracito = 1760 kg/m ³	Valor determinado
Coefficiente de esfericidade (areia) = 0,80	Valor adotado
Coefficiente de esfericidade (antracito) = 0,55	Valor adotado
Porosidade (areia) = 0,40	Valor adotado
Porosidade (antracito) = 0,50	Valor adotado

Tabela C.1 – Cálculo de variáveis a serem aplicadas na determinação da velocidade de fluidificação e expansão do meio filtrante

Subcamada	Tamanho dos grãos	D_{eqi}	$(D_{eqi})^2$	m_i (Kg)	X_i	X_i/D_{eqi} ($10^3/m$)	$X_i/(D_{eqi})^2$ ($10^6/m$)	Re	Ga	ξ_{exi}	$X_i / (1-\xi_{exi})$
1 (areia)	1,00 a 1,19	1,091	1,190	0,750	0,210	0,193	0,176	13,54	20767,75	0,44	0,375
2 (areia)	0,85 a 1,00	0,922	0,850	0,964	0,270	0,293	0,318	11,45	12537,11	0,48	0,519
3 (areia)	0,71 a 0,85	0,777	0,604	0,560	0,160	0,206	0,265	9,64	7500,41	0,50	0,320
4 (areia)	0,60 a 0,71	0,653	0,426	0,785	0,220	0,337	0,516	8,10	4448,19	0,59	0,537
5 (areia)	0,50 a 0,60	0,548	0,300	0,428	0,120	0,219	0,400	6,80	2628,76	0,63	0,324
6 (areia)	0,42 a 0,50	0,458	0,210	0,082	0,020	0,044	0,095	5,69	1539,56	0,65	0,057
7 (antracito)	2,00 a 1,68	1,833	3,360	0,502	0,170	0,093	0,051	22,76	45442,41	0,50	0,340
8 (antracito)	1,68 a 1,41	1,539	2,369	0,698	0,240	0,156	0,101	19,11	26899,55	0,55	0,533
9 (antracito)	1,41 a 1,19	1,295	1,678	0,659	0,220	0,170	0,131	16,08	16036,20	0,58	0,524
10 (antracito)	1,19 a 1,00	1,091	1,410	0,552	0,185	0,170	0,131	13,54	9577,96	0,60	0,463
11 (antracito)	1,00 a 0,85	0,922	0,850	0,496	0,165	0,179	0,194	11,45	5782,04	0,65	0,471
12 (antracito)	0,85 a 0,71	0,777	0,604	0,062	0,020	0,026	0,033	9,64	3459,14	0,70	0,067

Nomenclatura e Fórmulas :

D_{eq} = tamanho equivalente dos grãos do meio granular

X_i = fração do material entre duas peneiras consecutivas da série granulométrica

m_i = massa do material entre duas peneiras consecutivas da série granulométrica

Re = número de Reynolds

Ga = número de Galileu

v_{mf} = velocidade mínima de fluidificação

mg = meio granular

A = área do filtro

ρ = massa específica do material granular

ρ_{ap} = massa específica aparente do material granular

ρ_a = massa específica da água

μ = viscosidade absoluta da água

ϵ_{ex} = porosidade do meio expandido

$$Re_{mf} = \frac{\rho_a D_{eqmg} V_{mf}}{\mu}$$

$$Ga = \frac{D_{eqmg}^3 g \rho_a (\rho_s - \rho_a)}{\mu^2}$$

$$V_{mf} = \frac{\mu}{\rho_a D_{eqmg}} \left(\sqrt{(33,7)^2 + 0,0408 x G_a} - 33,7 \right)$$

$$\begin{aligned} \rho_{ap \text{ areia}} \cdot A &= 8,928 & D_{90\% \text{ areia}} &= 1,12 \text{ mm} \\ \rho_{ap \text{ antracito}} \cdot A &= 5,400 & D_{90\% \text{ antracito}} &= 1,85 \text{ mm} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} G_a \text{ areia} &= 22476 \\ G_a \text{ antracito} &= 46716 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} V_{mf \text{ areia}} &= 0,0104 \text{ m/s ou } 0,626 \text{ m/min} \\ V_{mf \text{ antracito}} &= 0,0117 \text{ m/s ou } 0,7001 \text{ m/min} \end{aligned}$$

$$\text{Velocidade adotada} = 0,75 \text{ m/min} = \mathbf{0,0125 \text{ m/s}}$$

Porosidade expandida

$$(1 - \varepsilon_{ex})_{meio granular} = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{X_i}{(1 - \varepsilon_{exi})}}$$

$$\begin{aligned} \varepsilon_{ex \text{ areia}} &= \mathbf{0,531} \\ \varepsilon_{ex \text{ antracito}} &= \mathbf{0,583} \end{aligned}$$

Expansão do meio granular

$$L_{ex} = \frac{L_0 (1 - \varepsilon_0)}{1 - \varepsilon_{ex}} \quad E (\%) = \frac{L_{ex} - L_0}{L_0} \cdot 100$$

$$\begin{aligned} L_{ex \text{ areia}} &= 0,512 \text{ m} \\ L_{ex \text{ antracito}} &= 0,755 \text{ m} \\ E(\%)_{\text{areia}} &= 27,94 \text{ (11,2 cm)} \\ E(\%)_{\text{antracito}} &= 37,33 \text{ (20,5 cm)} \end{aligned}$$

Determinação da perda de carga inicial teórica

Considerando o meio filtrante estratificado limpo

$$\frac{\Delta H}{\Delta L} = 150 \frac{\mu}{\rho_a} \frac{(1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \frac{V_\infty}{C_e^2} \sum_{i=1}^n \frac{X_i}{D_{eqi}^2} + 1,75 \frac{(1 - \varepsilon) V_\infty^2}{g C_e \varepsilon^3} \sum_{i=1}^n \frac{X_i}{D_{eqi}}$$

$$\frac{\Delta H}{\Delta L} \text{ areia} = 0,598975745$$

$$H \text{ areia} = 0,239590298$$

$$\frac{\Delta H}{\Delta L} \text{ antracito} = 0,164822417$$

$$H \text{ antracito} = 0,090652329$$

$$H \text{ total} = 0,330242627 \text{ m}$$

Determinação da perda de carga inicial teórica

Considerando o meio filtrante limpo não estratificado

$$\frac{\Delta H}{\Delta L} = 150 \frac{\mu}{\rho_a} \frac{(1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \frac{V_\infty}{C_e^2} \left(\sum_{i=1}^n \frac{X_i}{D_{eqi}} \right)^2 + 1,75 \frac{(1 - \varepsilon) V_\infty^2}{g C_e \varepsilon^3} \sum_{i=1}^n \frac{X_i}{D_{eqi}}$$

$$\frac{\Delta H}{\Delta L} \text{ areia} = 0,564633775$$

$$H \text{ areia} = 0,22585351$$

$$\frac{\Delta H}{\Delta L} \text{ antracito} = 0,155735345$$

$$H \text{ antracito} = 0,085654$$

$$H \text{ total} = 0,311508 \text{ m}$$

APÊNDICE D – TAXA DE CRESCIMENTO DAS PERDAS DE CARGA NAS CAMADAS DO MEIO FILTRANTE AO LONGO DOS EXPERIMENTOS DE FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE

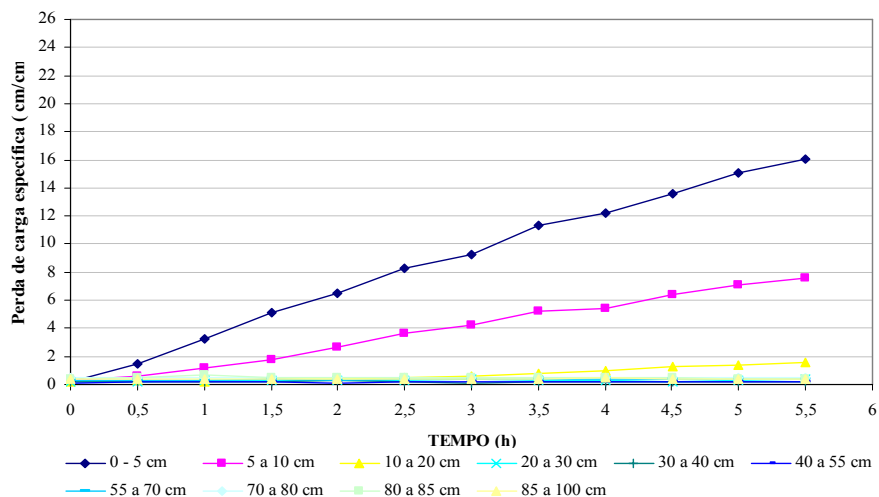


Figura D.1 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.1 – DO, pH 6,8

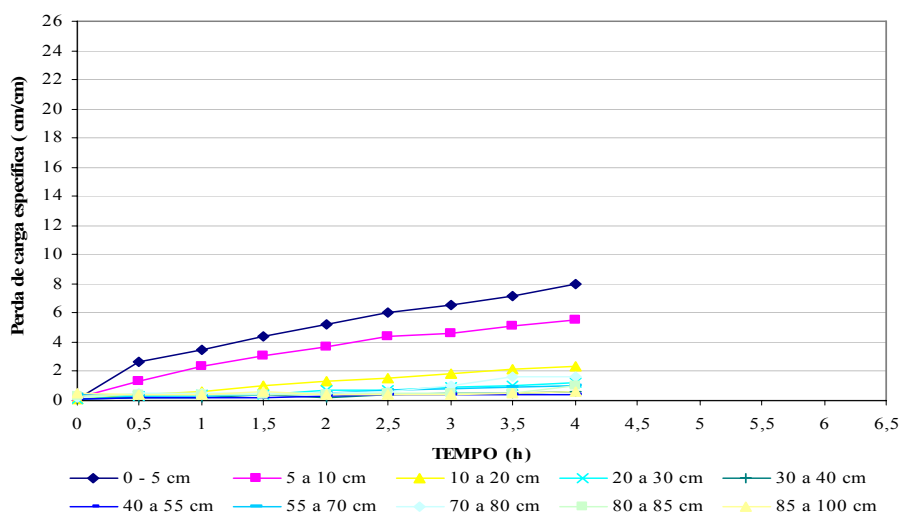


Figura D.2 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.2 – SD, pH 6,7

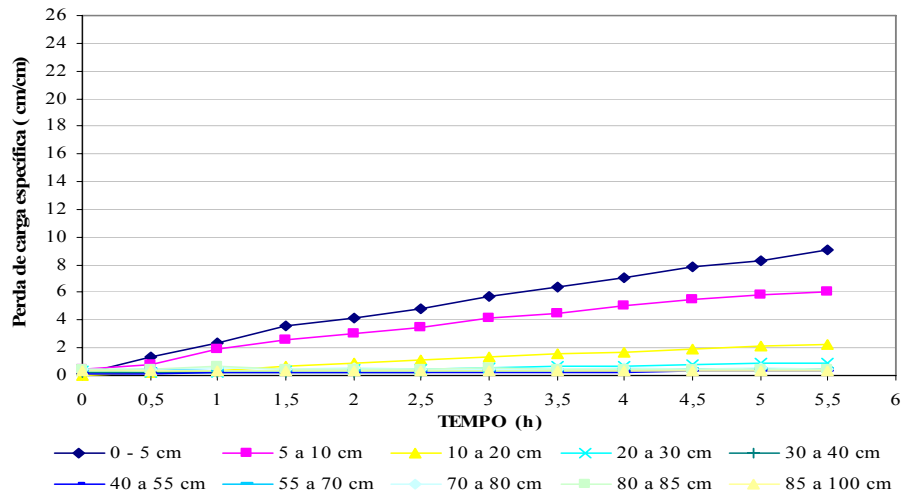


Figura D.3– Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.3 – DO, pH 6,8

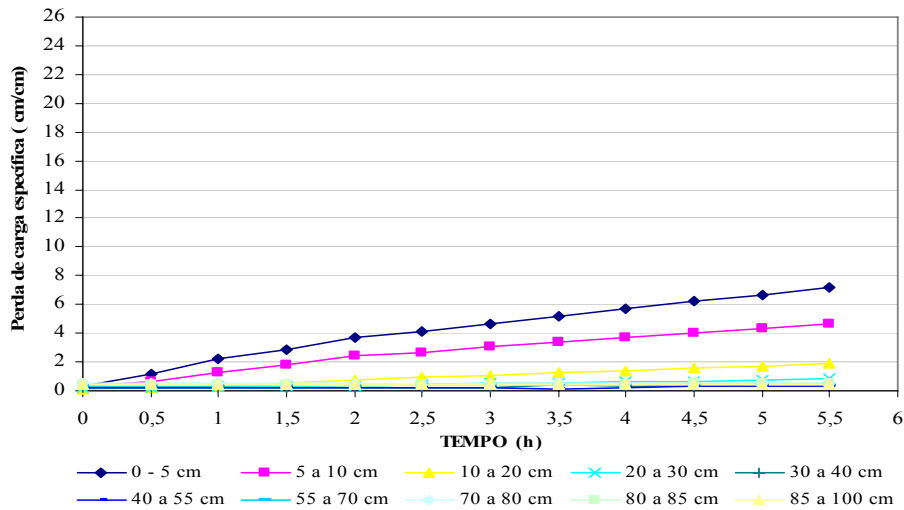


Figura D.4– Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.4 – DO, pH 6,9

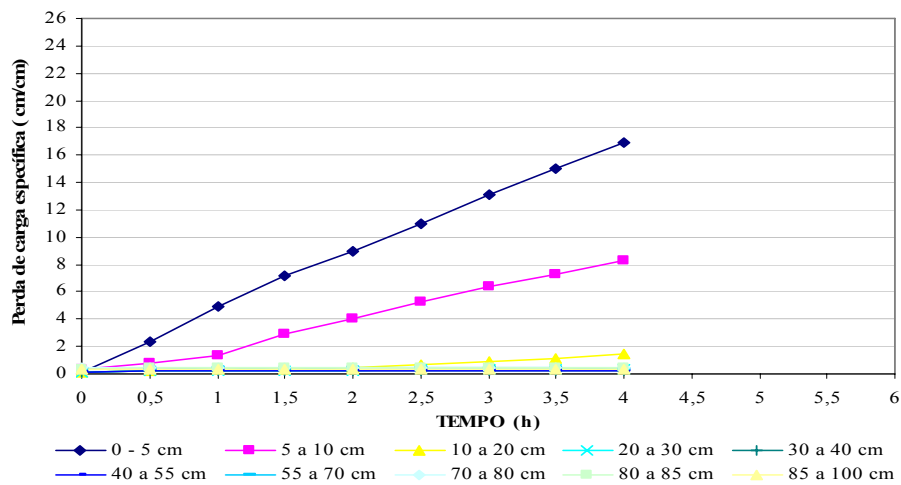


Figura D.5 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.5 – DO, pH 6,8

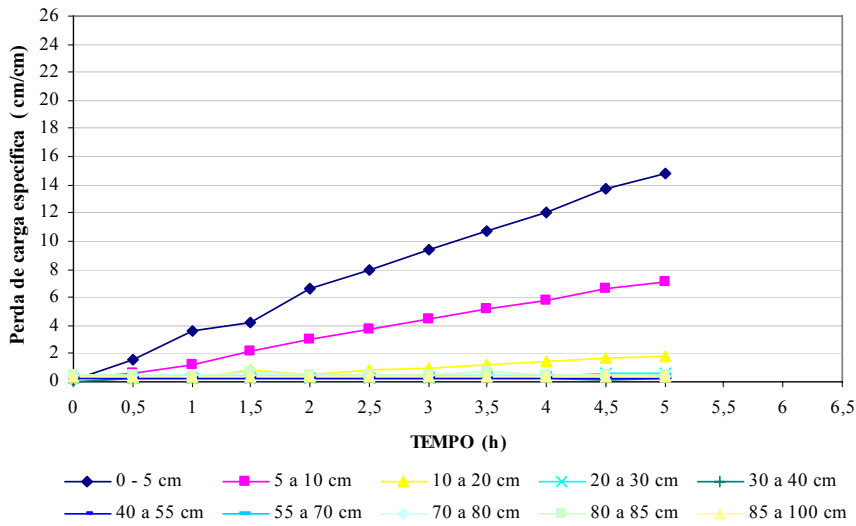


Figura D.6 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.6 – DO, pH 6,9

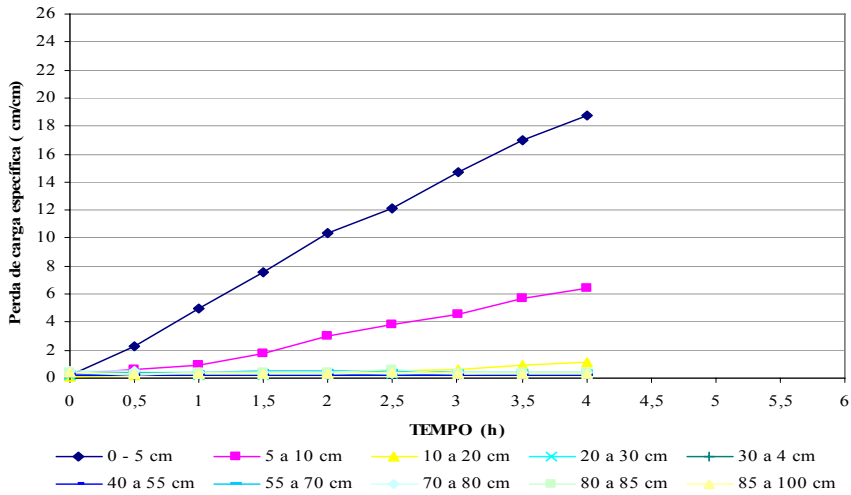


Figura D.7 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.7 – DO, pH 6,8

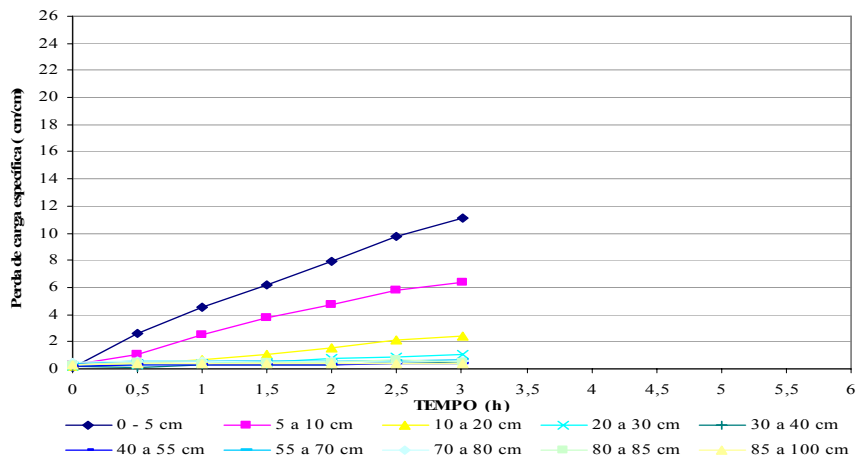


Figura D.8 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.8 – SD, pH 6,5

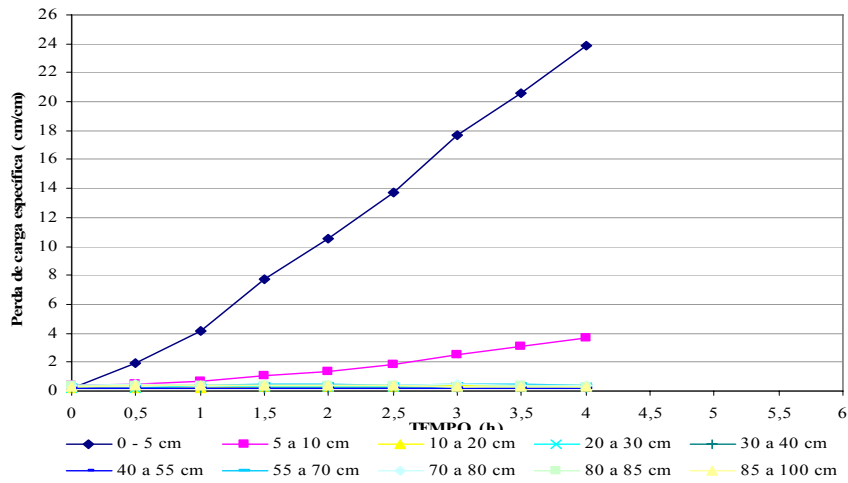


Figura D.9 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.9 – DO, pH 6,8

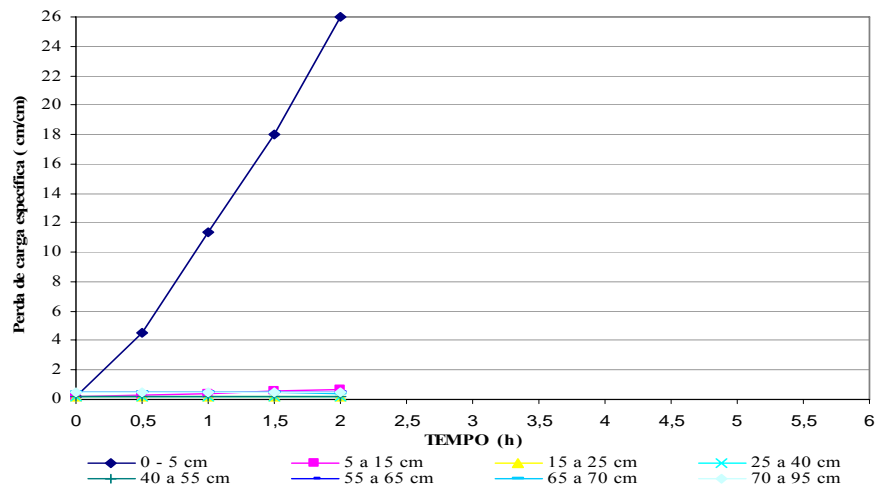


Figura D.10 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.10 – DO, pH 6,8

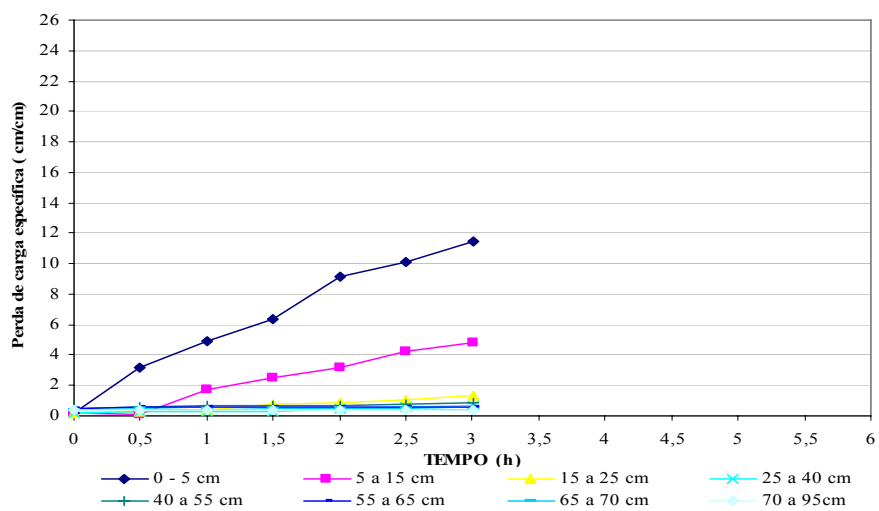


Figura D.11 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.11 – SD, pH 6,4

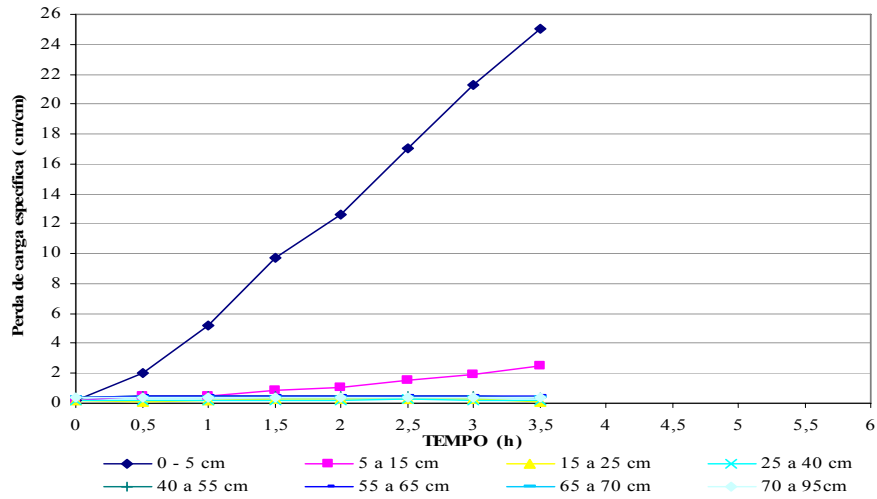


Figura D.12 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.12 – DO, pH 6,8

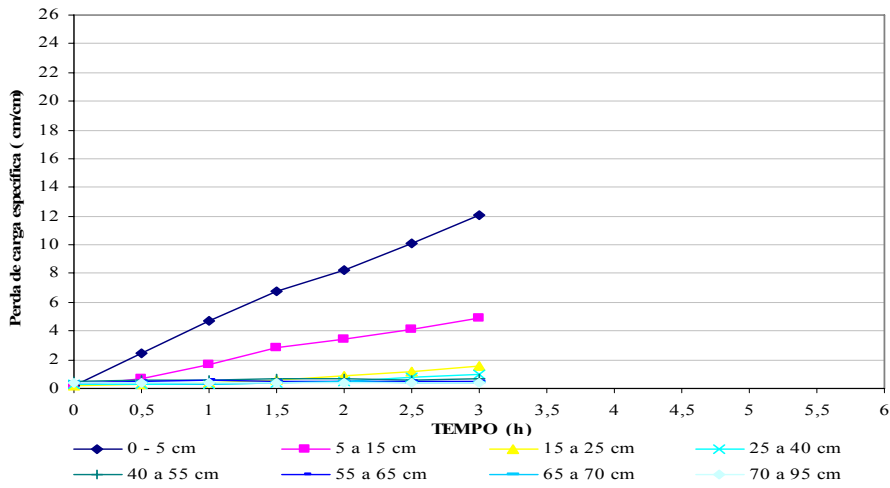


Figura D.13 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.13 – SD, pH 6,3

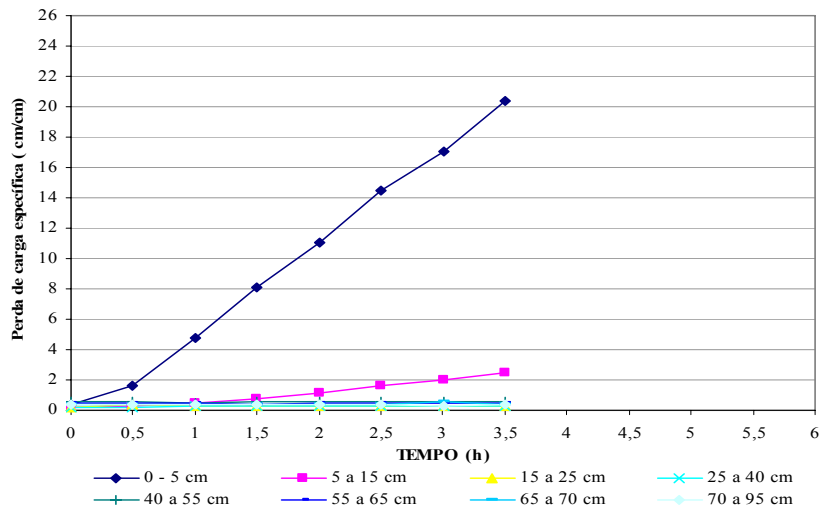


Figura D.14 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.14 – DO, pH 6,8

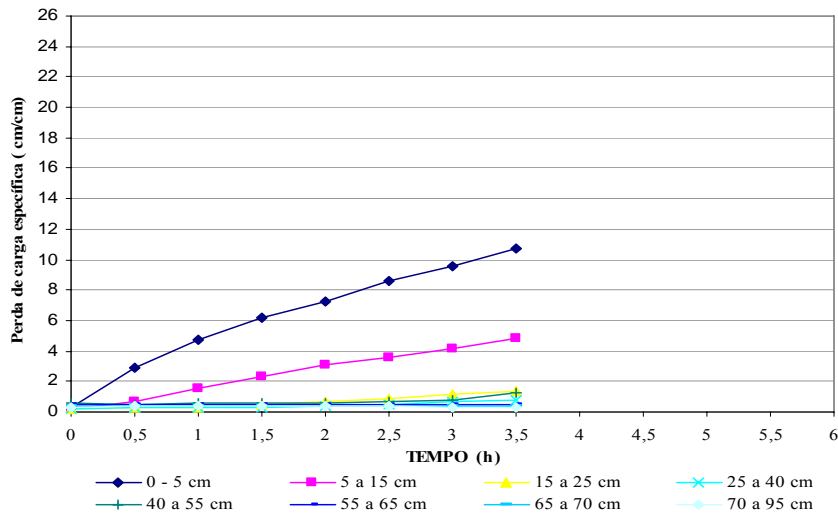


Figura D.15 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.15 – SD, pH 6,7

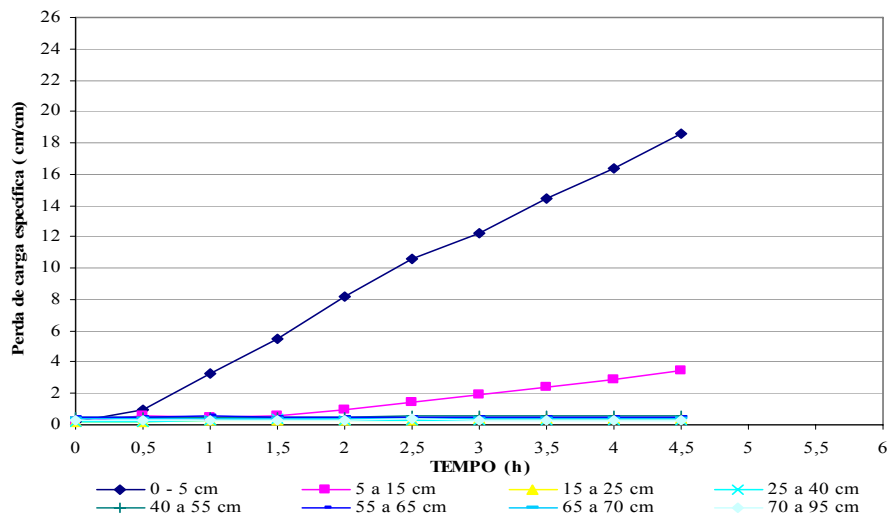


Figura D.16 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.16 – DO, pH 5,5

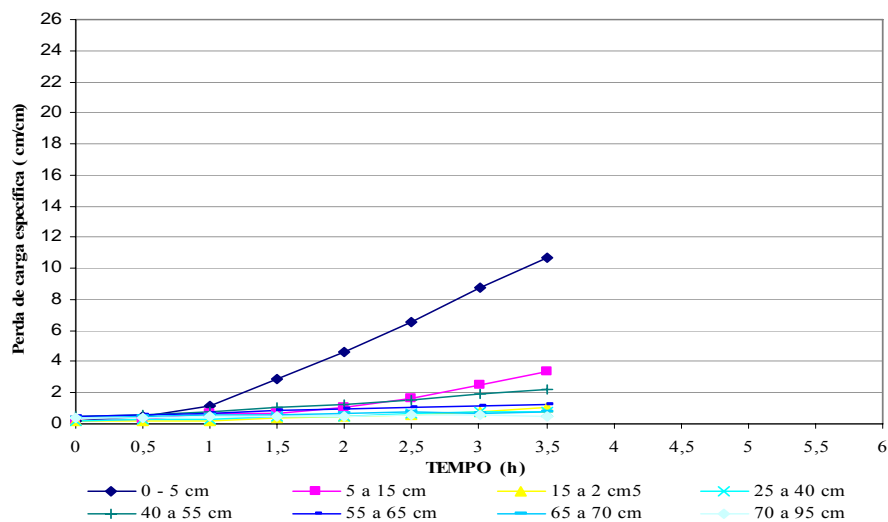


Figura D.17 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.14 – SD, pH 6,3

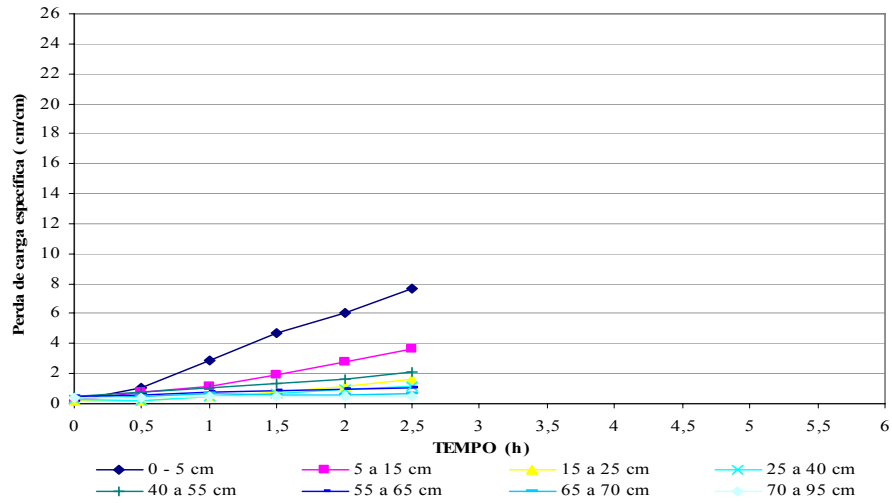


Figura D.18 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.18 – SD, pH 6,3

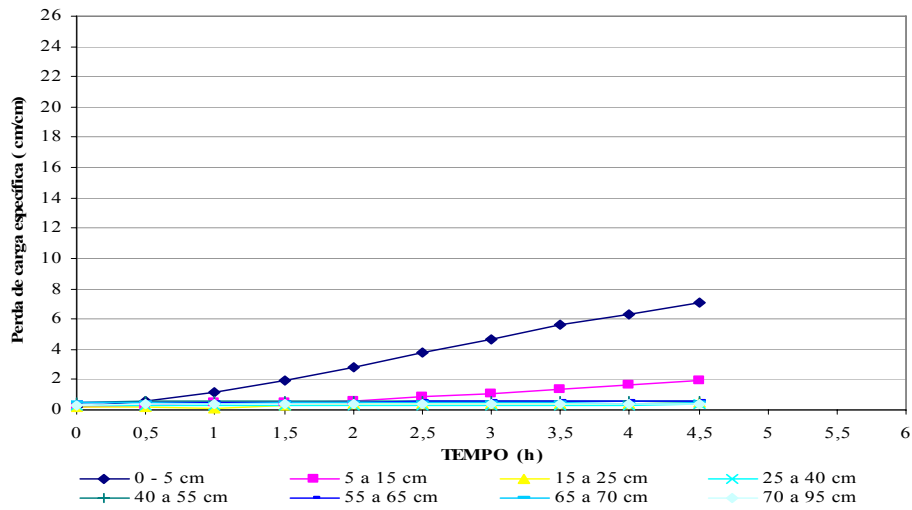


Figura D.19 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.19 – DO, pH 5,0

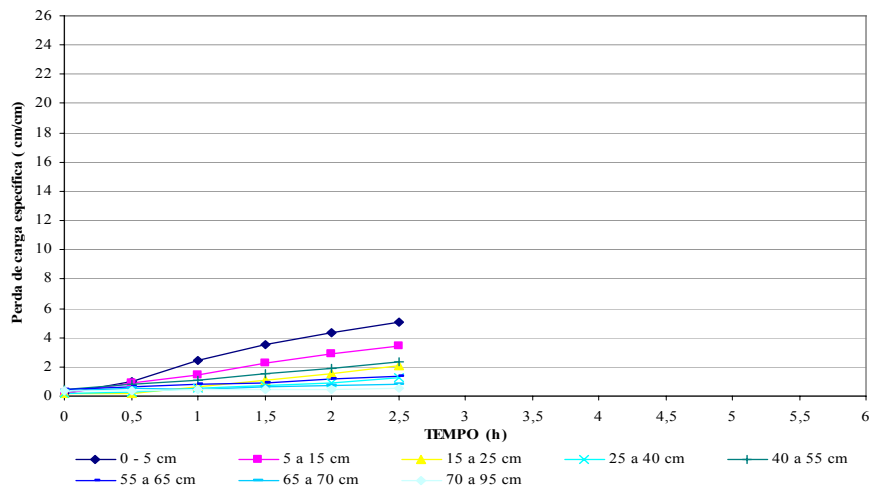


Figura D.20 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.20 – SD, pH 5,1

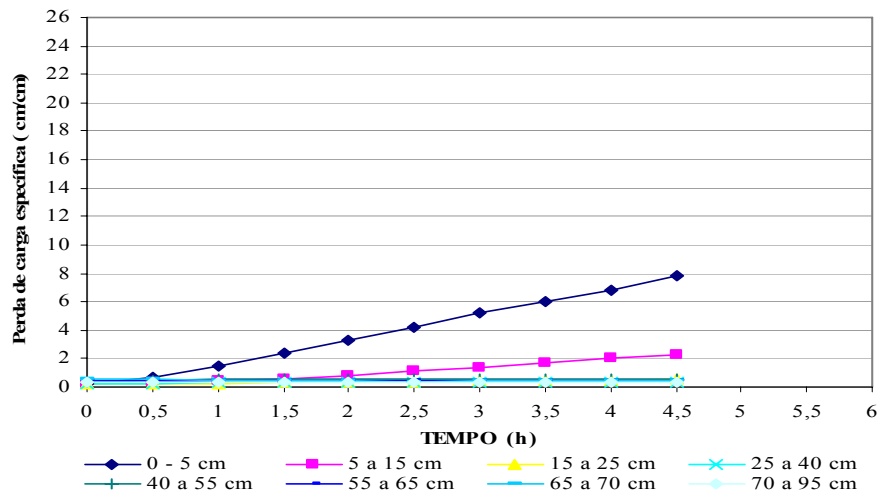


Figura D.21 – Taxa de crescimento das perdas de carga nas camadas do meio filtrante ao longo do experimento de FDD – Exp.21 – DO, pH 5,1

APÊNDICE E – DETECÇÃO DOS OOCISTOS DE *Cryptosporidium* REALIZADA NO LAA

Para a filtração das amostras foi utilizado o sistema Filta-Max™, da IDEXX. Nesse sistema, a amostra é forçada a passar, com o auxílio de uma bomba, por um filtro constituído de múltiplas camadas de espuma comprimidas, onde os oocistos devem ficar retidos (Figura E.1). A vazão de bombeamento adotada foi, em média, de 2 litros por minutos. Durante esse processo, a pressão operacional era controlada, permanecendo na faixa entre 0,5 kgf/cm² e 1 kgf/cm². Com o fim de lavar as tubulações eram passados em torno de 2 L de PBST antes da colocação do filtro na cápsula de lavagem.



Figura E.1 – Sistema de filtração Filta Max e bomba peristáltica

Após a filtração os filtros passavam pelo processo de eluição que consiste na expansão dos discos de esponja para retirada dos oocistos (ver Figura E.2). Os filtros eram acoplados na estação de lavagem Filta Max™ onde eram submetidos a três lavagens com 600 mL de PBST e 30 movimentos de compressão e descompressão em cada uma das lavagens. A solução tampão salina de fosfato (PBST) era preparada conforme recomendação (USEPA, 2005) e com os produtos químicos indicados na Tabela E.1.

Tabela E.1 – Produtos químicos e quantidades utilizadas na preparação do PBST

Produto Químico	Fabricante	Quantidade /Litro
Fosfato de Sódio bibásico P.A (Na ₂ HPO ₄ .2H ₂ O)	Vetec	1,44 g/L
Cloreto de Sódio P.A (NaCl)	Cromoline	8 g/L
Fosfato de Potássio Monobásico (KH ₂ PO ₄)	J.T. Baker	0,2 g/L
Cloreto de Potássio (KCl)	Reagen	0,2 g/L
Tween 20	usb.	100 µL/L

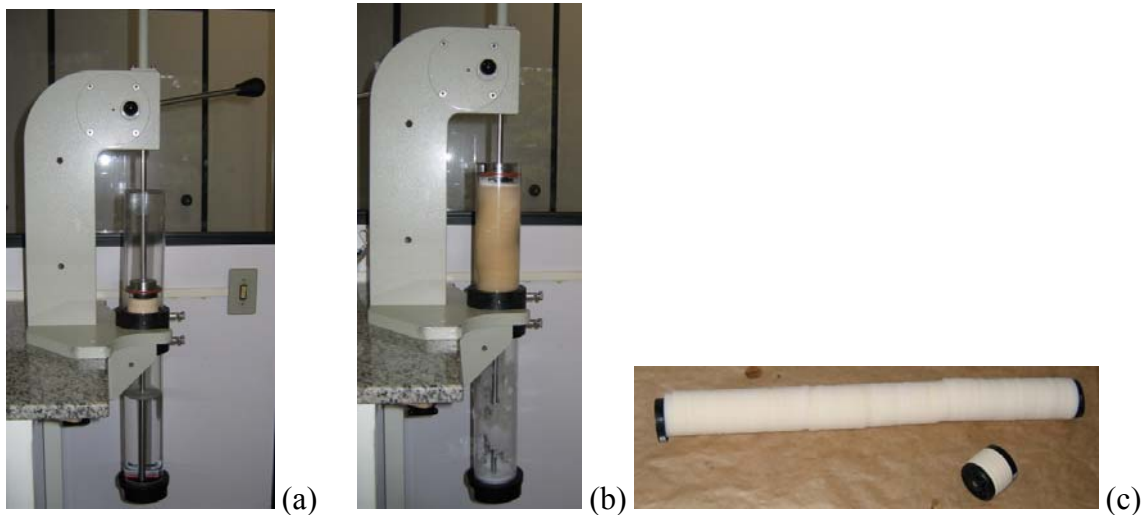


Figura E.2 – Estação de eluição Filta MaxTM: (a) fase de compressão; (b) fase de descompressão; (c) Filtro de espuma Filta Max antes e após a expansão

O eluato produzido (PBST, impurezas e oocistos de *Cryptosporidium*) era submetido a filtração á vácuo em membrana de 73 mm de diâmetro e retenção de 3 μ m, deixando os oocistos concentrados na superfície da membrana. Após a filtração, a membrana era lavada com solução de PBST, e a solução de lavagem, contendo as impurezas incluindo os oocistos, era transferida para um tubo cônico de 50 mL, para então ser submetida a primeira centrifugação em 1500 g por 15 minutos. Após essa centrifugação o líquido sobrenadante era descartado, e o concentrado, com aproximadamente 10 mL de sobrenadante, era ressuspensionado e transferido para um tubo de 15 mL e conduzido para a segunda centrifugação em condições semelhantes a primeira. As Figuras E.3 e E.4 mostram detalhes da etapa de concentração (filtração, lavagem e centrifugação).

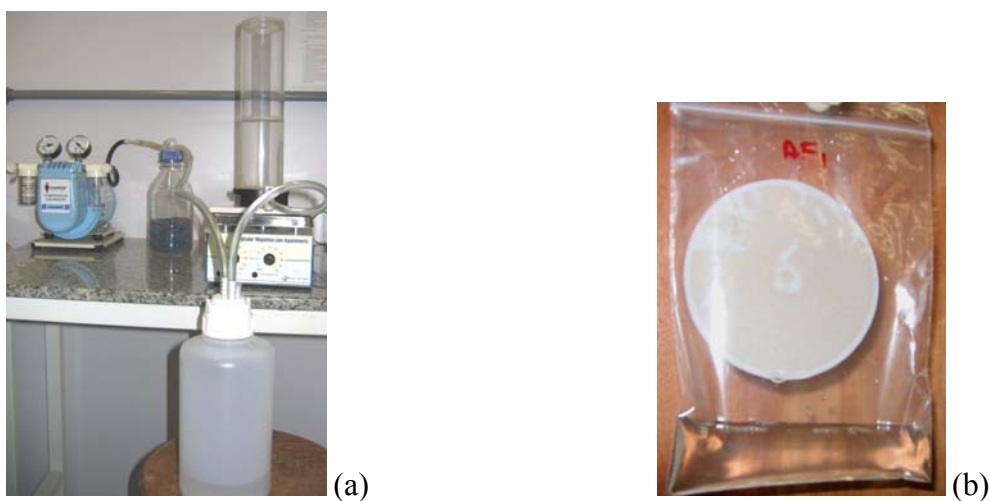


Figura E.3 – Etapas da concentração: (a) Filtração pela membrana; (b) Lavagem da membrana

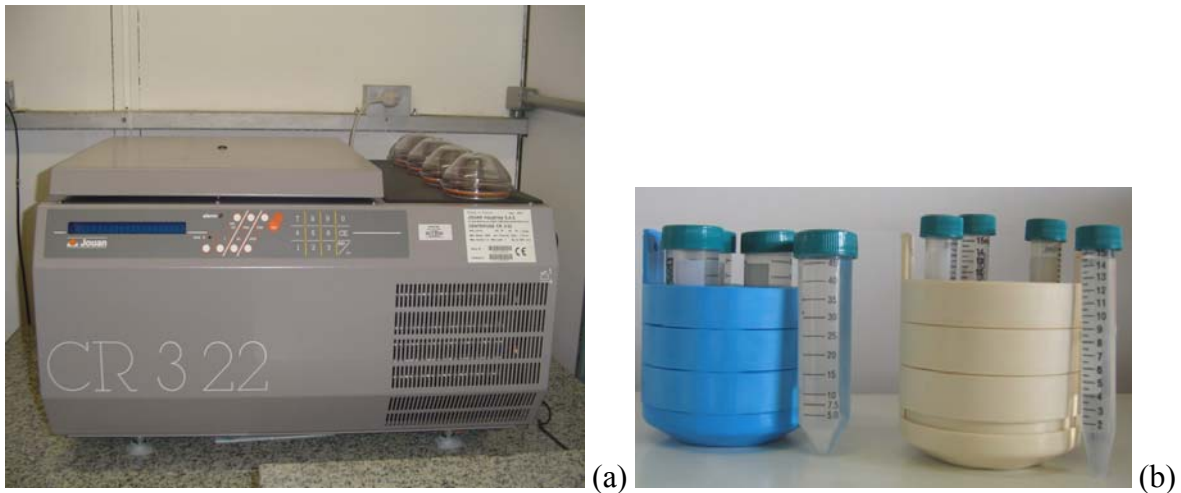


Figura E.4 – Etapas da centrifugação: (a) Centrifuga; (b) Tubos cônicos de 50 mL para primeira centrifugação e tubos cônicos de 25 mL para a segunda centrifugação

Ao final da segunda centrifugação, parte do líquido sobrenadante era descartado, o concentrado formado e aproximadamente 5 mL do restante do líquido sobrenadante era ressuspendido em vortex e transferido para o tubo especial com uma das de faces achatada (DynaL, Franca). Dando início a etapa de purificação por meio de separação imunomagnética, eram adicionados a esses tubos os tampões (10X SL Buffer A e 10X SL Buffer B) e 100 μ L de micro-esferas imunomagnéticas anti-*Cryptosporidium* (Dynabeads, Dynal-Brotech, Franca) que são os grânulos magnéticos conjugados a anticorpos monoclonais que fazem à captura dos oocistos. Na seqüência os tubos eram colocados no homogeneizador por inversão (Phoenix, AP22, Brasil) na rotação de 15 a 20 rpm por um período de 1 hora. A Figura E.5 ilustra detalhes dessa etapa do método.

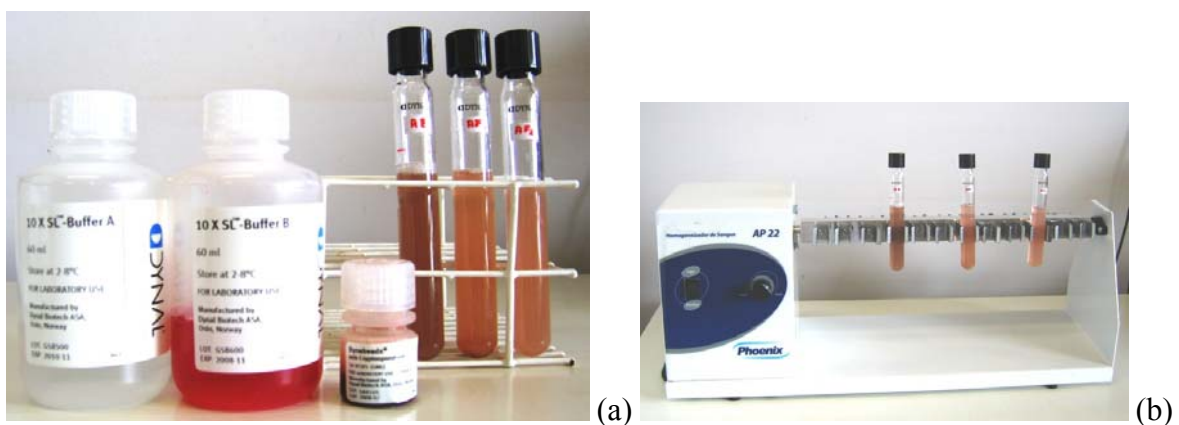


Figura E.5 – Etapas da purificação: (a) Produtos que são adicionados para promoverem a separação imunomagnética; (b) Tubos achatados acoplados no homogeneizador

Após esse período de mistura os tubos eram colocados no concentrador magnético de partículas (MCP-1, Dynal, Franca), eram feitos movimentos de 90° durante 3 minutos, com o fim de permitir que todo o material aderido às esferas (*beads*) ficasse preso na face plana do tubo que estava em contato com o campo magnético (Figura E.6). Em seguida, com os tubos ainda no concentrador, todo o líquido presente era removido e preservado em outro recipiente para repetição desse procedimento. Os tubos com resíduos eram retirados do concentrador e lavados com uma diluição de 1X SL Buffer A para promover o total desprendimento das esferas magnéticas (*beads*) das paredes dos tubos.

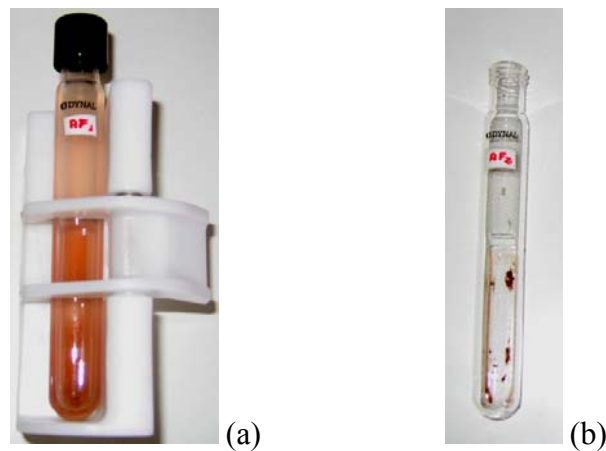


Figura E.6 - Etapas da purificação: (a) Tubo no concentrador de partículas; (b) Tubo com esferas magnéticas (*beads*) aderidas à face plana

O material obtido na lavagem era transferido para recipientes de 1,5 mL (tubo tipo *Eppendorf*) e os mesmos encaixados em um outro concentrador magnético de partículas (MPC-S, Dynal, Franca) onde eram realizados movimentos com giro de 180° durante o tempo de 3 minutos, para promover a adesão de todo o material (oocistos e esferas magnéticas) na parede do tubo tipo *Eppendorf* (Figura E.7).

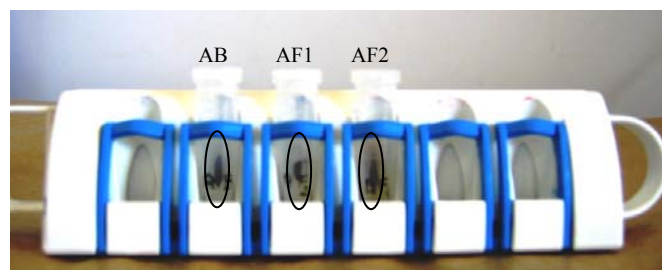


Figura E.7 - Tubos tipo *Eppendorf* no concentrador de partículas, com as esferas magnéticas aderidas à parede

O líquido remanescente era retirado por meio de micropipeta e o tubo *Eppendorf* lavado com 100 μL de ácido clorídrico (HCl, 0,1 N) em duas séries de lavagem. Primeiramente era adicionado 50 μL de ácido ao tubo *Eppendorf* e estes eram agitados em vortex (Marconi, MA-162) na máxima velocidade por aproximadamente 1 minuto (Figura E.8). Em seguida os tubos eram deixados em repouso por 10 minutos, tempo este necessário para que ocorresse o desprendimento dos microrganismos das esferas magnéticas (dissociação ácida). Após os 10 minutos eram novamente agitados por mais 30 segundos. e acoplados ao concentrador magnético para que ocorra agora somente a aderência das esferas magnéticas O líquido isento das esferas (ácido e oocistos de *Cryptosporidium*) era transferido para outro *Eppendorf* que continha 10 μL de Hidróxido de Sódio (NaOH, 1,0 N) para ajustar e neutralizar o pH.



Figura E.8 – Tubos no agitador vortex na etapa de dissociação dos oocistos de *Cryptosporidium* das esferas magnéticas (*beads*)

Para concluir a lavagem e separação era adicionado ao *eppendorf* que continha as esferas magnéticas mais 50 μL de ácido para recuperar possíveis oocistos que ainda teriam ficado ligados às esferas e repetido o procedimento. O volume resultante das duas lavagens (aproximadamente 110 μL) representava a amostra concentrada que era utilizada na preparação das lâminas para a identificação e enumeração dos oocistos de *Cryptosporidium*.

Os padrões utilizados para o ajuste de pH são do fabricante Merck (ácido clorídrico - HCl, 0,1 N e hidróxido de sódio - NaOH, 1,0 N) e foram comprados já nas referidas normalidades, ou seja não foram ajustadas no laboratório, seguindo orientação da USEPA (2005).

Para cada experimento eram preparadas lâminas das amostras concentradas de AB*, AF1 e AF2, utilizando-se o DAPI-4'6-diamidino-2-fenilindol (SIGMA) na concentração de 2 mg/mL e o kit Merifluor *Cryptosporidium/Giardia* (Meridian Bioscience, Inc.) que emprega o método da imunofluorescência direta.

As lâminas foram preparadas em duplicatas, ou seja, dois poços para cada amostra. Em cada poço era adicionado 20 µL de amostra que permaneciam em temperatura ambiente por aproximadamente 30 minutos para secagem. Em seguida, acrescentava-se à amostra o reagente de detecção que contém a mistura de anticorpos monoclonais anti-*Cryptosporidium* marcados com FITC e o corante de contraste (solução negro de eriocromo). As lâminas eram então incubadas em câmara úmida por 30 minutos e protegidas da luz, e após esse período eram lavadas com solução tampão 1X com o fim de remover os anticorpos que não foram ligados aos oocistos. Aplicava-se então 50 µL de solução corante de 4'6-diamidino-2-fenilindol (DAPI) na concentração de 0,8 µg/mL e deixava reagir por 1 minuto, e em seguida, lavava-se o poço e retirava-se o excesso de DAPI. Por fim, era acrescentada a solução de meio de montagem (glicerol tamponado contendo formalina), aplicava-se a lamínula e selava-se suas bordas com esmalte de unhas. A Figura E.9 mostra o kit Merifluor e o DAPI utilizados na preparação da lâmina.

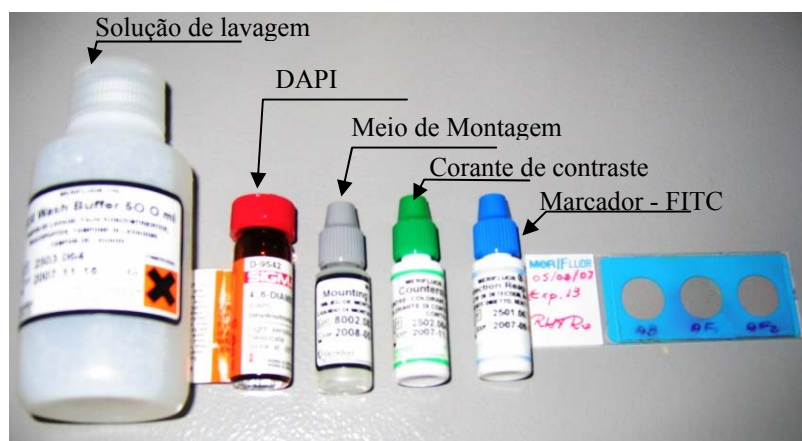


Figura E.9 – Kit Merifluor, DAPI e lâmina preparada

As lâminas preparadas eram examinadas em um microscópio de epifluorescência (DMLB-2, Leica) mostrado na Figura E.10, equipado com dispositivo de contraste de interferência diferencial (DIC), filtros para imunofluorescência e filtros para DAPI. A identificação e enumeração dos oocistos eram realizadas, percorrendo todos os campos de cada poço das

lâminas e utilizando o FITC, DAPI, DIC e a ocular micrométrica, com aumento de 1000X, ou seja, verificando a imunofluorescência, a coloração dos núcleos, morfologia interna e externa e o tamanho das possíveis partículas positivas.



Figura E.10 – Microscópio de epifluorescência - (DMLB-2, Leica)

Ao final da contagem dos dois poços por amostra concentrada, obtinha-se o número de oocistos relativos a 40 μL de um total de 110 μL . Aplicando a Equação E.1 determinava-se o número de oocistos de *Cryptosporidium* da amostra submetida à concentração.

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

Onde:

N = número de oocistos encontrados em cada poço;

V_c = volume final do concentrado, aproximadamente 110 μL ;

V_{al} = volume do concentrado, em μL , adicionado a cada poço da lâmina;

V_{am} = Volume da amostra, em L, submetido ao processo de concentração.