

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium*
***parvum* E DE INDICADORES NO TRATAMENTO**
DE ÁGUA POR CICLO COMPLETO,
FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE E DUPLA
FILTRAÇÃO, EM ESCALA PILOTO

Daniel Adolpho Cerqueira

Belo Horizonte

2008

**REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium*
parvum E DE INDICADORES NO TRATAMENTO DE
ÁGUA POR CICLO COMPLETO, FILTRAÇÃO DIRETA
DESCENDENTE E DUPLA FILTRAÇÃO, EM ESCALA
PILOTO**

Daniel Adolpho Cerqueira

Daniel Adolpho Cerqueira

REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium parvum* E DE INDICADORES NO TRATAMENTO DE ÁGUA POR CICLO COMPLETO, FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE E DUPLA FILTRAÇÃO, EM ESCALA PILOTO

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Qualidade e tratamento de água para consumo humano

Orientador: Prof. Dr. Léo Heller

Co-orientador: Prof. Dr. Valter Lúcio de Pádua

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2008

C416r	<p>Cerqueira, Daniel Adolpho</p> <p>Remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> e de indicadores no tratamento de água por ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração, em escala piloto [manuscrito] / Daniel Adolpho Cerqueira. — 2008.</p> <p>214 f. , enc. : il.</p> <p>Orientador: Léo Heller</p> <p>Co-orientador: Valter Lúcio de Pádua</p> <p>Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos.</p> <p>Inclui Bibliografia e apêndice.</p> <p>1. <i>Cryptosporidium parvum</i> - Teses. 2. Água - Qualidade - Teses. 3. Água - Estações de tratamento - Teses. I. Heller, Léo. II. Pádua, Valter Lúcio de. III. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos. V. Título.</p> <p>CDU: 628.3 (043)</p>
-------	---

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, criador de todas as coisas, cuja bondade concedeu-me o espírito de amor, paz e sabedoria para iniciar, desenvolver e escrever este estudo, no sentido de que tudo seja feito para Sua honra e glória, através de Seu filho, Jesus Cristo, redentor e Senhor da minha vida.

À COPASA, na pessoa de seu Diretor de Meio Ambiente e de Novos Negócios, Carlos Gonçalves de Oliveira Sobrinho, que dispôs os recursos, estrutura e montagem da instalação piloto de tratamento de água que viabilizou este estudo.

Aos colegas da área de produção que direta ou indiretamente sugeriram, revisaram, corrigiram e, de uma forma geral, contribuíram para que a estruturação da ETA piloto e o desenvolvimento deste estudo fossem possíveis, notadamente ao colega Douglas da DVSV.

Ao meu orientador Prof. Dr. Léo Heller que, desde a idealização e absorção do projeto em seu quadro de orientação, passando pelo delineamento da pesquisa, a condução e o direcionamento dos estudos, as correções de rotas e norteamentos de caminhada, tem sido dedicado, mentor e guru de todo o processo criativo.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Valter Lúcio de Pádua, idealizador do projeto, corretor de rumos, sustentáculo de definições hidráulicas e operacionais, pessoa humana, competente e simples, parceiro e professor, abnegado às causas do orientado, provedor de soluções e companheiro de caminhada.

A Profa. Dra. Cristina Brandão e ao Prof. Dr. Rafael Bastos, membros da banca de qualificação, pela correção e re-norteamento dos objetivos e encaminhamento do projeto e experimentos.

Ao Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB, através da equipe do 5º. edital, Água, no acompanhamento e apoio deste projeto, nas reuniões de resultados.

À Sílvia Maria Alves Corrêa Oliveira, pelo inestimável apoio nas análises estatísticas e incentivo na continuidade e melhoramento da avaliação dos dados e de toda a tese.

À Fabiana de Cerqueira Martins que, desde o início dos trabalhos, deu suporte, dedicação, atenção, empatia, apoio incondicional no dia-a-dia dos trabalhos, por ter sido, antes de tudo e essencialmente competente, vidente das carências e proativa nas demandas dos experimentos.

Às colegas e estudantes Maria Inês, Lucinda, Danusa e à agora mestre Cristiane pela dedicação nos experimentos de bancada e de operação da instalação piloto, que me ensinaram com simplicidade e competência a importância dos trabalhos de apoio.

Aos colegas da DVQA, COPASA, Floriano, Arley e Wolney, do setor de Controle da Qualidade Analítica, o químico Francisco Machado, Ronaldo, Aparecida e Adriana, Setor de Análises Biológicas, pelo apoio e incentivo na caminhada laboratorial e de instalação e operação da ETA.

Ao colega e amigo, Fernando Jardim, pelo apoio e incentivo na condução do projeto, e, principalmente, confiante de avanços e recuos inerentes ao processo experimental e de dissertação da tese.

Ao Engenheiro e gerente da DVQA, Airis Antônio, pelo apoio logístico e institucional na montagem e operação da ETA.

Ao companheiro Vicente, da Divisão de Serviços Gerais, bombeiro incansável e dedicado, que possibilitou a montagem e reparos inadiáveis e vitais dos componentes hidráulicos da instalação piloto e ao José Carlos, gerente dessa divisão, pelo apoio e procedimentos que viabilizaram sua conclusão e funcionamento.

Aos colegas da DVAP, setor de torno e fundição, que muito se empenharam em acatar os constantes pedidos de confecção de peças para a montagem da instalação da ETA.

Ao colega Paulo Franezzi que elaborou o projeto elétrico que viabilizou a contratação e montagem do quadro de comando e instalação elétrica da ETA.

A minha família, agradeço a compreensão e apoio, e peço perdão pelas horas e momentos subtraídos do convívio e atenção, pela divisão da atenção com os procedimentos das instalações e experimentos, incluindo as noites e vigílias operacionais que foram necessárias.

RESUMO

Uma das barreiras eficazes no controle de *Cryptosporidium* spp. em água de abastecimento tem sido a remoção de oocistos em processos de filtração em meio granular de areia precedida por adequada coagulação, com ou sem o processo de decantação. A regulamentação norte americana, que estabelece o controle desse microrganismo, confere 3,0 log de remoção à técnica do ciclo completo e 2,5 log à filtração direta. Este estudo avaliou, em escala piloto, o ciclo completo, a dupla filtração e a filtração direta descendente em suas eficiências no tratamento de água para remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos de *Bacillus subtilis*, turbidez e microesferas fluorescentes. A dupla filtração foi avaliada em duas condições de turbidez inicial, de 10 uT ($\pm 0,5$ uT) e de 100 uT ($\pm 5,0$ uT). As técnicas do ciclo completo e da dupla filtração, tratando água originária de poço tubular profundo, com adição de caulim para simulação de turbidez inicial de 100 uT ($\pm 5,0$ uT), mostraram similaridade em suas eficiências de remoção de oocistos com 2,7 log. A dupla filtração, no tratamento de água com turbidez inicial de 10 uT ($\pm 0,5$ uT), apresentou eficiência de remoção de oocistos em 2,7 log, similar à técnica da filtração direta descendente, na mesma condição de turbidez inicial. Não foi observada maior eficiência de remoção de oocistos, em qualquer técnica ou condição de turbidez inicial, para valores de turbidez remanescente inferiores a 0,3 ou 0,5 uT. Os padrões de remoção de oocistos e dos demais parâmetros foram similares em todas as técnicas de tratamento avaliadas, sendo que microesferas apresentaram significativas correlações positivas com turbidez e fracas com oocistos e esporos. A remoção de oocistos pela técnica da dupla filtração, na condição de turbidez inicial de 10 uT ($\pm 0,5$ uT), mostrou correlação positiva com a remoção de turbidez. Esporos apresentaram, em todas as técnicas, padrões de remoção inferiores aos demais parâmetros e significativa correlação de remoção com microesferas pela técnica da filtração direta descendente. Considerando seu custo de implantação, a dupla filtração, pelos resultados de eficiência de remoção de oocistos similares ao do ciclo completo e à filtração descendente, representa importante alternativa tecnológica para os sistemas de abastecimento no controle microbiológico da água de consumo.

ABSTRACT

Removal of oocysts in drinking water has on granular bed filtration, with previous coagulation and with or without sedimentation an efficient barrier for *Cryptosporidium* control. USA regulation for *Cryptosporidium* control in drinking water awards 3,0 log removal to conventional treatment and 2,5 log to direct filtration. In this pilot scale study, conventional treatment, double and direct downflow filtration were evaluated on their efficiency on oocysts, microspheres and *Bacillus subtilis* spore removal. Conventional treatment and double filtration were submitted to $100 \pm 5,0$ uT water turbidity and double and direct downflow filtration to $10 \pm 0,5$ uT water turbidity, both synthetically prepared with well water and caolim solution. The three processes, regardless the initial turbidity water, presented similar efficiency on oocysts removal, with a median of about 2,7 log removal rate. Turbidity was better removed by double filtration, compared to conventional treatment and direct downflow filtration. Higher oocyst removal was not observed, for all evaluated technology, when filtration effluent samples presented turbidity under 0,5 or 0,3 uT. Oocyst, turbidity and microsphere removal profiles were similar and microspheres were correlated with the other parameters in all the process and turbidity condition evaluated. Oocyst removal rate in double filtration under the lower affluent turbidity had shown good correlation with removal of turbidity. Aerobic spores presented the worst removal rate amongst the parameters, under the three processes and presented good correlation with microspheres under the direct downflow filtration. Since double filtration presented oocyst removal efficiency similar to conventional and direct downflow filtration technologies and due to it's relatively low building cost, it could be better evaluated as a promising treatment technology and a significant barrier for at *Cryptosporidium* removal.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	XII
LISTA DE TABELAS.....	XV
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS	XVIII
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS E HIPÓTESES	6
2.1 OBJETIVO GERAL	6
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	6
2.3 HIPÓTESES	6
2.3.1 <i>Barreiras múltiplas</i>	6
2.3.2 <i>Indicadores substitutos</i>	7
2.3.3 <i>Eficiência de remoção das técnicas de tratamento</i>	7
2.3.4 <i>Eficiência da técnica da dupla filtração em função da turbidez</i>	7
2.3.5 <i>Associação da remoção de oocistos à turbidez remanescente</i>	7
3 REVISÃO DA LITERATURA	8
3.1 A ÁGUA COMO FATOR DE DESENVOLVIMENTO SOCIAL, INDICADOR DE SAÚDE E VIA DE TRANSMISSÃO DE DOENÇAS	8
3.2 O RISCO MICROBIOLÓGICO EM ÁGUA DE CONSUMO	12
3.2.1 <i>Fatores determinantes da periculosidade dos microrganismos da rota fecal oral</i>	12
3.2.2 <i>Cryptosporidium spp. e Giardia sp.: protozoários patogênicos de alta periculosidade</i>	16
3.2.3 <i>Aspectos biológicos relevantes ao controle ambiental de Cryptosporidium spp.</i>	19
3.3 PREVALÊNCIA DO <u>CRYPTOSPORIDIUM</u> SPP. NA POPULAÇÃO	22
3.3.1 <i>Registros de criptosporidioses associadas à água de abastecimento</i>	22
3.3.2 <i>Registros de isolamentos de Cryptosporidium spp. no Brasil</i>	26
3.3.3 <i>Soroprevalência</i>	27
3.4 PERSISTÊNCIA E OCORRÊNCIA AMBIENTAL DO <u>CRYPTOSPORIDIUM</u> SPP.....	28
3.4.1 <i>Persistência de Cryptosporidium spp. em diferentes condições ambientais</i>	29
3.4.2 <i>Ocorrência em esgoto bruto, tratado e águas residuárias</i>	30
3.4.3 <i>Ocorrência em águas naturais</i>	31
3.5 <u>CRYPTOSPORIDIUM</u> E OS PADRÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA DE CONSUMO.....	33
3.5.1 <i>Fragilidade do monitoramento e dos indicadores convencionais</i>	33
3.5.2 <i>Guias da OMS e diretrizes de alguns países no controle do Cryptosporidium spp.</i>	36
3.5.3 <i>Regulamentos do Reino Unido, dos E.U.A e da Nova Zelândia</i>	38
3.6 CONTROLE PELA TÉCNICA DE TRATAMENTO	45
3.6.1 <i>Redução em mananciais e em processos de pré-tratamento</i>	45
3.6.1.1 <i>Redução de oocistos em mananciais de abastecimento</i>	45
3.6.1.2 <i>Filtração em margem e pré-filtração</i>	47
3.6.2 <i>Remoção de oocistos por técnicas de tratamento</i>	48
3.6.2.1 <i>Remoção em escala real</i>	49
3.6.2.2 <i>A coagulação como etapa crítica de remoção de oocistos</i>	52
3.6.2.3 <i>Eficiência dos processos de separação na remoção de oocistos</i>	54
3.6.2.4 <i>A filtração como barreira final de remoção</i>	55
3.6.3 <i>Processos convencionais de inativação de oocistos</i>	57
3.6.4 <i>Processos avançados de remoção e inativação de oocistos</i>	59
3.7 ESTUDOS PILOTO DE REMOÇÃO DE OOCISTOS E INDICADORES.....	61
3.7.1 <i>Estudos pilotos com aplicação de técnicas convencionais de tratamento</i>	62
3.7.1.1 <i>A associação da remoção da turbidez à de oocistos</i>	63
3.7.1.2 <i>Esporos aeróbios e a remoção de oocistos</i>	65
3.7.1.3 <i>Partículas e microesferas como parâmetros de remoção em estudos pilotos</i>	67
3.7.2 <i>Demandas por pesquisas no controle do Cryptosporidium spp.</i>	68
3.7.3 <i>Seleção de técnicas para estudos de remoção de oocistos de Cryptosporidium spp.</i>	70
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	75

4.1	A CONCEPÇÃO DA ETA PILOTO	75
4.2	A MONTAGEM E COMPOSIÇÃO DA ETA PILOTO	76
4.3	OS ENSAIOS DE BANCADA	95
4.4	OS ENSAIOS NA ETA PILOTO	97
4.5	PREPARAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO	97
4.5.1	<i>Simulação da turbidez com caulim</i>	97
4.5.1.1	Características do caulim micronizado.....	97
4.5.1.2	Ensaio de estabilidade.....	98
4.5.2	<i>Características das águas de estudo</i>	98
4.5.3	<i>Suspensões de oocistos de Cryptosporidium parvum</i>	98
4.5.3.1	Fonte e adequação da suspensão de oocistos.....	98
4.5.3.2	Inativação de oocistos.....	99
4.5.3.3	Estabelecimento da concentração de aplicação	99
4.5.4	<i>Suspensões de microesferas</i>	100
4.5.4.1	Fonte e características das microesferas	100
4.5.4.2	Ensaio para estabelecimento da concentração de aplicação	100
4.5.5	<i>Suspensões de esporos aeróbios de Bacillus subtilis</i>	101
4.5.5.1	Características e fonte dos esporos.....	101
4.5.5.2	Ensaio para estabelecimento da concentração de esporos para aplicação	101
4.6	AS CARREIRAS DE TRATAMENTO.....	102
4.7	A AMOSTRAGEM.....	104
4.8	DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS	105
4.8.1	<i>Determinações físicas</i>	105
4.8.1.1	Turbidez	105
4.8.1.2	Temperatura	105
4.8.2	<i>Determinações químicas</i>	106
4.8.2.1	pH.....	106
4.8.2.2	Cor aparente	106
4.8.2.3	Alcalinidade total	106
4.8.3	<i>Determinações microbiológicas</i>	106
4.8.3.1	Oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i>	106
4.8.3.2	Microesferas fluorescentes	110
4.8.3.3	Esporos de <i>Bacillus subtilis</i>	111
4.9	CONTROLE DA QUALIDADE DA ANÁLISE	115
4.10	ANÁLISE DOS DADOS.....	117
4.10.1	<i>Estatística descritiva</i>	117
4.10.2	<i>Análise estatística</i>	118
4.10.3	<i>Estudo das correlações entre oocistos e demais parâmetros</i>	118
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	120
5.1	COMPORTAMENTO DO CAULIM NA PREPARAÇÃO DE ÁGUA DE ESTUDO.....	120
5.2	ENSAIOS DE BANCADA: DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO DO CICLO COMPLETO	121
5.3	AVALIAÇÃO DO PERCENTUAL DE RECUPERAÇÃO DO MÉTODO	123
5.4	RESULTADOS DOS ENSAIOS EM ESCALA PILOTO PARA FILTRAÇÃO DIRETA DESCENDENTE E DUPLA FILTRAÇÃO	123
5.5	ESTATÍSTICA DESCRITIVA	123
5.6	COMPARAÇÃO DAS EFICIÊNCIAS ENTRE AS TÉCNICAS DE TRATAMENTO	134
5.6.1	<i>Avaliação das eficiências entre as técnicas da dupla filtração, com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT, e da filtração direta descendente</i>	134
5.6.2	<i>Avaliação das eficiências entre as técnicas da dupla filtração, com turbidez inicial de 100 ± 5 uT, e do ciclo completo</i>	138
5.6.3	<i>Avaliação da eficiência da técnica da dupla filtração, com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT</i>	142
5.6.4	<i>Avaliação geral das eficiências das técnicas do ciclo completo, da filtração direta descendente e da dupla filtração, com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT</i>	145
5.7	AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE PARÂMETROS POR TÉCNICA DE TRATAMENTO.....	146
5.7.1	<i>Avaliação da remoção dos parâmetros por filtração direta descendente</i>	146
5.7.2	<i>Avaliação da remoção dos parâmetros por dupla filtração com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT</i>	147
5.7.3	<i>Avaliação da remoção dos parâmetros por dupla filtração com turbidez inicial de 100 ± 5 uT</i>	149
5.7.4	<i>Avaliação da remoção dos parâmetros por ciclo completo</i>	150
5.7.5	<i>Análise da correlação entre os parâmetros em cada técnica de tratamento</i>	153
5.8	DISCUSSÃO DAS HIPÓTESES PROPOSTAS.....	158

6	CONCLUSÕES	159
7	RECOMENDAÇÕES	160
8	REFERÊNCIAS	161
9	APÊNDICES	175
9.1	RESULTADOS DA OPERAÇÃO DA ETA PILOTO.....	175
9.1.1	<i>Experimento realizado com água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT com a técnica da filtração direta descendente – 1ª carreira</i>	175
9.1.2	<i>Experimento realizado com água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT com a técnica da filtração direta descendente – 2ª carreira</i>	176
9.1.3	<i>Experimento realizado com água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT com a técnica da dupla filtração – 1ª carreira</i>	177
9.1.4	<i>Experimento realizado com água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT com a técnica da dupla filtração – 2ª carreira</i>	178
9.1.5	<i>Experimento realizado com água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT com a técnica do ciclo completo – 1ª carreira</i>	180
9.1.6	<i>Experimento realizado com água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT com a técnica do ciclo completo – 2ª carreira</i>	181
9.1.7	<i>Experimento realizado com água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT com a técnica da dupla filtração – 1ª carreira</i>	182
9.1.8	<i>Experimento realizado com água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT com a técnica da dupla filtração – 2ª carreira</i>	183
10	ANEXOS	185
10.1	CONDIÇÕES ENSAIOS DE BANCADA PROSAB.....	185
10.2	PRODUTOS UTILIZADOS NOS ENSAIOS.....	186
10.3	ETA PILOTO	192

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Esquema das interações entre ambiente, saneamento e saúde pública na abordagem de gerenciamento do risco microbiológico da água com ênfase ao controle do <i>Cryptosporidium</i> spp. Fonte: elaboração própria.	35
Figura 3.2: Categorias em que devem se enquadrar os sistemas que abastecem mais de 10.000 pessoas e os respectivos valores em log remoção/inativação para a redução da concentração inicial de oocistos na água da fonte (USEPA 2006 e CORNWELL <i>et al.</i> , 2003).....	42
Figura 3.3: Risco anual de infecção por <i>Cryptosporidium</i> spp. como função da concentração de oocistos infecciosos na água bruta e da eficiência (em log) da sua remoção/inativação (USEPA, 2006). Eixo x = concentração de oocistos (número/litro) infeccioso na água da fonte e eixo Y = média anual do risco de infecção.	44
Figura 3.4: Processos de clarificação e filtração das técnicas de tratamento aplicando a filtração rápida em areia, antracito e pedregulho, destacando aqueles selecionados no presente estudo (Adaptado de Di Bernardo e Dantas, 2005).	70
Figura 4.1: ETA planta baixa	77
Figura 4.2: ETA perfil	78
Figura 4.3: Vista geral da ETA Piloto.	79
Figura 4.4: ETA Piloto – detalhes.	80
Figura 4.5: Caixa e motor para preparação de caulim.	80
Figura 4.6: Tanques de 5m ³ para preparação da água de estudo.	81
Figura 4.7: Caixa de nível constante e conjunto moto-bomba.	81
Figura 4.8: Projeto da caixa de mistura rápida.	82
Figura 4.9: Tanques de mistura rápida.	82
Figura 4.10: Flocculadores.	83
Figura 4.11: Projeto flocculadores	84
Figura 4.12: Projeto do decantador convencional de escoamento vertical.....	85
Figura 4.13: Decantador convencional de escoamento vertical.	86
Figura 4.14: Projeto do filtro descendente de camada simples.	87
Figura 4.15: Projeto do filtro da filtração direta (descendente camada dupla).....	88
Figura 4.16: Projeto do primeiro filtro da dupla filtração (ascendente).	89
Figura 4.17: Filtros para as técnicas de ciclo completo e filtração direta descendente e dupla.	90
Figura 4.18: Quadro de comando da ETA Piloto.	90
Figura 4.19: Croqui da ETA Piloto.	92
Figura 4.20: Especificações da ETA Piloto.....	93
Figura 4.21: Esquema dos ensaios por testes de jarros.....	96

Figura 4.22: Sequência dos procedimentos da metodologia para o estudo da remoção de oocistos, esporos e microesferas em escala piloto, no tratamento da água por ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração.	103
Figura 4.23: Coleta de água de estudo na caixa de nível constante.....	105
Figura 4.24: Coleta de água filtrada.	105
Figura 4.25: Determinação de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> e microesferas de poliestireno nos ensaios em escala piloto.	109
Figura 4.26: Determinação de <i>Bacillus subtilis</i> nos ensaios em escala piloto.	112
Figura 4.27: Esquema da aplicação e determinação de esporos aeróbios, microesferas fluorescentes e oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> nos ensaios na ETA Piloto.	114
Figura 4.28: Esquema dos ensaios com EasySeed.	116
Figura 5.1: Turbidez remanescente, produzida por adição de 20 g de caulim/L, ao longo do tempo de repouso.....	120
Figura 5.2: Diagrama de coagulação com a utilização de sulfato de alumínio no tratamento da água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT – turbidez remanescente para $v_s = 1,0$ cm/min.121	121
Figura 5.3: Comportamento dos parâmetros oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , esporos de <i>Bacillus subtilis</i> e microesferas fluorescentes em função do valor de turbidez em uT no ciclo completo.	130
Figura 5.4: Comportamento dos parâmetros oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , esporos de <i>Bacillus subtilis</i> e microesferas fluorescentes em função do valor de turbidez em uT na dupla filtração com turbidez inicial de 100 ± 5 uT.	131
Figura 5.5: Comportamento dos parâmetros oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , esporos de <i>Bacillus subtilis</i> e microesferas fluorescentes em função do valor de turbidez em uT na dupla filtração com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT.	132
Figura 5.6: Comportamento dos parâmetros oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , esporos de <i>Bacillus subtilis</i> e microesferas fluorescentes em função do valor de turbidez em uT na filtração direta descendente.	133
Figura 5.7: Comparação da remoção de turbidez entre as técnicas da dupla filtração (com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT) e da filtração direta descendente (valor $p = 0,000$)......	135
Figura 5.8: Comparação da remoção de esporos de <i>Bacillus subtilis</i> entre as técnicas da dupla filtração (com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT) e da filtração direta descendente (valor $p = 0,539$)......	136
Figura 5.9: Comparação da remoção de microesferas fluorescentes entre as técnicas da dupla filtração (com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT) e da filtração direta descendente (valor $p = 0,000$)......	137
Figura 5.10: Comparação da remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> entre as técnicas da dupla filtração (com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT) e da filtração direta descendente (valor $p = 0,633$)......	138
Figura 5.11: Comparação da remoção de turbidez entre as técnicas do ciclo completo e da dupla filtração (com turbidez inicial de 100 ± 5 uT) (valor $p = 0,000$)......	139
Figura 5.12: Comparação da remoção de esporos de <i>Bacillus subtilis</i> entre as técnicas do ciclo completo e da dupla filtração (com turbidez inicial de 100 ± 5 uT) (valor $p = 0,052$).	140

Figura 5.13: Comparação da remoção de microesferas fluorescentes entre as técnicas do ciclo completo e da dupla filtração (com turbidez inicial de 100 ± 5 uT) (valor $p = 0,676$).	140
Figura 5.14: Comparação da remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> entre as técnicas do ciclo completo e da dupla filtração (com turbidez inicial de 100 ± 5 uT) (valor $p = 0,076$).	141
Figura 5.15: Comparação da remoção de turbidez na técnica da dupla filtração com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT (valor $p = 0,000$).	142
Figura 5.16: Comparação da remoção de esporos de <i>Bacillus subtilis</i> na técnica da dupla filtração com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT (valor $p = 0,432$).	143
Figura 5.17: Comparação da remoção de microesferas fluorescentes na técnica da dupla filtração com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT (valor $p = 0,100$).	144
Figura 5.18: Comparação da remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> na técnica da dupla filtração com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT (valor $p = 0,190$).	145
Figura 5.19: Comparação da remoção dos parâmetros (turbidez, oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , microesferas fluorescentes e esporos de <i>Bacillus subtilis</i> ,) na técnica da filtração direta descendente.	147
Figura 5.20: Comparação da remoção dos parâmetros (turbidez, oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , microesferas fluorescentes e esporos de <i>Bacillus subtilis</i> ,) na técnica da dupla filtração com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT.	148
Figura 5.21: Comparação da remoção dos parâmetros (turbidez, oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , microesferas fluorescentes e esporos de <i>Bacillus subtilis</i> ,) na técnica da dupla filtração com turbidez inicial de 100 ± 5 uT.	149
Figura 5.22: Comparação da remoção dos parâmetros (turbidez, oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , microesferas fluorescentes e esporos de <i>Bacillus subtilis</i> ,) na técnica do ciclo completo.	151
Figura 10.1: Layout da ETA piloto.	192

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Situação da cobertura de água adequada ao consumo e de serviços de esgotamento sanitário, total, urbano e rural, para o mundo (global), América Latina/Caribe e Brasil no ano de 2000.	9
Tabela 3.2: Vias de transmissão e exposição aos principais agentes patogênicos relacionados à água.....	11
Tabela 3.3: Microrganismos patogênicos associados à casos de infecções gastrointestinais e critérios de periculosidade aos sistemas de abastecimento de água.	13
Tabela 3.4: Características dos protozoários patogênicos associados ao abastecimento de água.....	17
Tabela 3.5: Características das espécies de <i>Cryptosporidium</i>	20
Tabela 3.6: Previsibilidade de ocorrência de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. e de <i>E. coli</i> em função do impacto observado na bacia de abastecimento.	32
Tabela 3.7: Regulamentações da USEPA para o controle de microrganismos em água de abastecimento.	40
Tabela 3.8: Eficiência de processos de pré-tratamento no controle do <i>Cryptosporidium</i> spp. e de coliformes termotolerantes.	48
Tabela 3.9: Concentrações de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. em água de consumo, em períodos de não ocorrência de surtos ou casos de criptosporidiose.	49
Tabela 3.10: Remoção em escala real de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. por meio das técnicas de tratamento do ciclo completo e filtração direta.....	51
Tabela 3.11: Valores em log de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp., atribuídos aos processos que compõem as técnicas de tratamento de água.....	51
Tabela 3.12: Eficiências na remoção de <i>Cryptosporidium</i> spp. por processos físico-químicos.	52
Tabela 3.13: Valores em log remoção de oocistos e outros parâmetros de controle da clarificação.....	53
Tabela 3.14: Concentração de cloro (C) e a função Ct para inativação de 99% dos microrganismos testados.....	58
Tabela 3.15: Inativação de <i>Cryptosporidium</i> por desinfetantes.	60
Tabela 3.16: Remoção em escala piloto de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp. por meio das técnicas de tratamento do ciclo completo e filtração direta.....	63
Tabela 3.17: Parâmetros candidatos a indicadores de eficiência de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	66
Tabela 3.18: Características de algumas técnicas de tratamento de água.	71
Tabela 3.19: Limites de aplicação de diferentes técnicas de tratamento, em função da qualidade da água bruta.	72
Tabela 3.20: Parâmetros de qualidade da água bruta sugeridos para as técnicas de filtração direta.	72

Tabela 3.21: Características de qualidade da água bruta e técnicas de tratamento.	73
Tabela 4.1: Motores e bombas componentes da ETA Piloto.	91
Tabela 4.2: Características das unidades componentes da técnica do ciclo completo da ETA Piloto.....	94
Tabela 4.3: Características das unidades componentes da tecnologia da dupla filtração da ETA Piloto.....	94
Tabela 4.4: Características das unidades componentes da tecnologia da filtração direta descendente da ETA Piloto.....	95
Tabela 4.5: Valores de gradientes de velocidade e tempo de agitação para mistura rápida e floculação e velocidades de sedimentação para testes de jarros segundo PROSAB (2006). ...	95
Tabela 4.6: Valores médios remanescentes de turbidez e valores médios de pH em função das doses de sulfato de alumínio nos ensaios em escala piloto para definição da dose de aplicação nas carreiras de tratamento por dupla filtração (turbidez inicial de 100 ± 5 e $10 \pm 0,5$ uT) e filtração direta descendente.	97
Tabela 4.7: Características das águas de estudo.	98
Tabela 4.8: Amostragem para as determinações analíticas em todas as carreiras.....	104
Tabela 4.9: Metodologias pra as determinações Físicas e Químicas.	106
Tabela 4.10: Técnicas empregadas nas determinações microbiológicas.....	113
Tabela 5.1: Escalonamento do gradiente de velocidade médio de floculação, para o tempo de floculação igual a 20 minutos – correspondente à água com turbidez de 100 ± 5 uT – com utilização de sulfato de alumínio.	122
Tabela 5.2: Estatística descritiva dos valores remanescentes de turbidez, das concentrações remanescentes de microesferas, oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> e de esporos de <i>Bacillus subtilis</i> obtidos dos ensaios de remoção nas técnicas de tratamento do ciclo completo, dupla filtração (DF ₁₀₀ e DF ₁₀) e filtração direta descendente.....	124
Tabela 5.3: Estatística descritiva dos log de remoção das técnicas do ciclo completo, dupla filtração (DF ₁₀₀ e DF ₁₀) e filtração direta descendente para os parâmetros turbidez, microesferas, oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> e esporos de <i>Bacillus subtilis</i>	127
Tabela 5.4: Resumo dos dados estatísticos, segundo Mann Whitney, de comparação entre as técnicas de tratamento na remoção de turbidez, oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , esporos aeróbios de <i>Bacillus subtilis</i> e microesferas fluorescentes.....	145
Tabela 5.5: Comparação das eficiências de log remoção de turbidez, oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> , esporos de <i>Bacillus subtilis</i> e microesferas em cada técnica de tratamento, ciclo completo, dupla filtração (DF ₁₀₀ e DF ₁₀) e filtração direta descendente a partir de análise estatística com o teste Kruskal-Wallis.	152
Tabela 5.6: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valotes de turbidez e das concentrações de oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica do ciclo completo.	153
Tabela 5.7: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de log remoção para a turbidez, oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica do ciclo completo.	153

Tabela 5.8: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de turbidez e concentrações de oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da dupla filtração em turbidez inicial de 100 uT (± 5 uT).....	154
Tabela 5.9: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de log remoção para a turbidez, oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da dupla filtração em turbidez inicial de 100 uT (± 5 uT).....	155
Tabela 5.10: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de turbidez e concentrações de oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da dupla filtração em turbidez inicial de 10 uT ($\pm 0,5$ uT).....	155
Tabela 5.11: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de log remoção para a turbidez, oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da dupla filtração em turbidez inicial de 10 uT ($\pm 0,5$ uT).....	156
Tabela 5.12: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de turbidez e concentrações de oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da filtração direta descendente.....	156
Tabela 5.13: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de log remoção para a turbidez, oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da filtração direta descendente.....	156
Tabela 5.14: Discussão das hipóteses propostas.	158

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

- ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
- AIDS – *Acquired Immunodeficiency Syndrome* (Síndrome da Imunodeficiência Adquirida)
- APHA – *American Public Health Association*
- APPCC – Avaliação de Perigo e Pontos Críticos de Controle
- AQRM – Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico
- Asc – Ascendente
- BSA – *Bovine Serum Albumin*
- CC – Ciclo completo
- CD – Camada dupla de antracito + areia
- CDC – *Centers for Disease Control and Prevention* (Centro de Controle de Doenças norte americano)
- CID – Contraste de interferência diferencial
- COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais
- Ct – Concentração do desinfectante x tempo de contato
- CV – Coeficiente de variação
- DAPI – *4',6-diamidino-2-phenylindole* (4',6-diamidino-2-fenilindol)
- DF – Dupla filtração
- DF₁₀ – Dupla filtração com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT
- DF₁₀₀ – Dupla filtração com turbidez inicial de 100 ± 5 uT
- DFI – Descarga de fundo intermediária
- DP – Desvio padrão
- Desc – Descendente
- DVQA – Divisão de Pesquisas e Controle da Qualidade da Água
- DWI – *Drinking Water Inspectorate*
- E. coli* – *Escherichia coli*
- EHEC – *E. coli* enterohemorrágicas
- EIEC – *E. coli* enteroinvasivas
- EPEC – *E. coli* enteropatogênicas
- Esp – Esporos
- ETA – Estação de Tratamento de Água
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

ETEC – *E. coli* enterotoxigênicas
EUA – Estados Unidos da América
EUREAU – *European Federation of National Associations of Water and Waste Water Services*
FAAG – Filtro sem escoamento ascendente em areia grossa
FAD – Flotação por ar dissolvido
FAP – Filtro com escoamento ascendente em pedregulho
FBRR – *Filter Backwash Recycle Rule*
FDD – Filtração direta descendente
FITC – *Fluorescein isothiocyanate* (Isotiocianato de fluoresceína)
FRD – Filtro rápido descendente
 G_f – Gradiente de velocidade de floculação
GQAC – Guias para a Qualidade da Água de Consumo
HAV – *Hepatitis A Virus* (Vírus da hepatite A)
HEV – *Hepatitis E Virus* (Vírus da hepatite E)
HIV – *Human Immunodeficiency Virus* (Vírus da Imunodeficiência Humana)
HP – *Horse Power* – Unidade de potência
IESWTR – *Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule*
IgG – Imunoglobulina G – anticorpo
INCQS – Instituto Nacional de Controle da Qualidade de Produtos em Saúde
kDa – Kilodáltons
Log – Logaritmo
LT1ESWTR – *Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule*
LT2ESWTR – *Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule*
m – Número de câmaras de floculação
MACs – *Maximal Allowed Concentration* (Concentrações Máximas Aceitáveis)
Máx. – Máximo
Méd. – Média
Medn. – Mediana
Micr – Microesferas
Mín. – Mínimo
NA – Não se aplica
NMP – Número mais provável

ODM – Metas ou Objetivos para o Desenvolvimento do Milênio

OMS – Organização Mundial da Saúde

ONU – Organização das Nações Unidas

Ooc – Oocistos

PAC – Polialuminium chloride

PBS – Phosphate Buffered Saline (Solução tampão de fosfato)

PBST – Phosphate Buffered Saline whit Tween® 20 (Solução tampão de fosfato com Tween® 20)

PCR – Polymerase Chain Reaction (Reação em Cadeia da Polimerase)

PHRMP – Public Health Risk Managment Plan

POPs – Protocolos operacionais

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico

PSA – Plano de Segurança da Água

rpm – Rotações por minuto

SAAAs – Sistemas de Abastecimento de Água

SGQ – Sistema de Gestão da Qualidade

SWTR – Surface Water Treatment Rule

TAS – Taxa de aplicação superficial

TCR – Total Coliform Rule

T_d – Tempo teórico de detenção

T_f – Tempo de floculação

Turb – Turbidez

UFC – Unidades formadoras de colônias

uH – Unidades Hazen

UPA – Unidade padrão de área

USEPA – United States Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)

uT – Unidade(s) de turbidez

UV – Ultravioleta

V_s – Velocidade de sedimentação

VMA – Valor Máximo Aceitável

WHO – World Health Organization

1 INTRODUÇÃO

Uma das principais prioridades das organizações mundiais de fomento ao desenvolvimento dos países e populações é elevar os índices de acesso ao abastecimento de água e serviços de esgotamento sanitário, assim como é a redução da fome, do déficit de moradias, dos conflitos internacionais, das violências urbanas, e do êxodo rural. A Organização das Nações Unidas – ONU, entre outras metas de desenvolvimento para o milênio, propôs, em 1990, reduzir à metade o déficit de acesso à água adequada ao consumo, pelas populações, até o ano de 2015 (ONU, 2008).

O déficit de acesso da população mundial à água adequada ao consumo está em torno de 1,1 bilhão de pessoas, e de 2,4 bilhões para carências em serviços de esgotamento sanitário. A Organização Mundial da Saúde – OMS – registra 1,8 milhões de mortes, anualmente, em todo o mundo, por doenças ligadas a esses déficits, sendo que a maioria atinge crianças até 5 anos de idade. Cerca de 88% das diarreias é resultado de um inadequado abastecimento de água e da falta de esgotamento sanitário, notadamente nas regiões menos desenvolvidas (WHO, 2008).

O quadro diarreico e demais agravos à saúde humana, associados ao consumo de água, são atribuídos à exposição a vírus, bactérias e protozoários patogênicos que ocorrem na água de abastecimento em consequência da ausência ou de deficiências nos processos de tratamento quanto a esses microrganismos. Essa ineficácia nem sempre é perceptível pelos critérios usuais do controle bacteriológico, comumente baseados na utilização de grupos indicadores da qualidade microbiológica da água.

Os Guias para a Qualidade da Água de Consumo da OMS têm incorporado esse controle em um Plano de Segurança da Água – PSA. Nesse Plano, e em um número crescente de legislações de diversos países, o controle microbiológico da qualidade da água de consumo considera a avaliação do risco. Esse instrumento é aplicado em virtude das dificuldades de acesso aos registros de doenças associáveis ao consumo de água e das limitações do simples monitoramento de microrganismos patogênicos na água tratada.

A comunidade científica, técnica e acadêmica, ligada às questões ambientais, de saneamento e de saúde pública, elegeram, entre os diversos microrganismos classificados como emergentes,

um dos agentes que representa maior perigo, prioridade e desafio ao controle: um protozoário patogênico ao homem, o *Cryptosporidium*, notadamente as espécies *C. hominis* e *C. parvum*. Oocistos de *Cryptosporidium* são altamente persistentes em ambientes aquáticos e apresentam elevado padrão de resistência ao cloro.

Essas características de persistência ambiental e resistência aos processos usuais de desinfecção, aliadas à alta infecciosidade relativa, têm conferido ao *Cryptosporidium* o status de microrganismo de referência pela OMS e legislações de alguns países. O maior dos surtos já registrado foi na cidade norte americana de Milwaukee, em que, em abril de 1993, cerca de 403.000 pessoas foram comprometidas, implicando em 4.000 hospitalizações e 104 óbitos oocistos (MacKENZIE *et al.*, 1994 e SULAIMAN *et al.*, 1998 *apud* WHO, 2006a).

Outros casos e surtos de criptosporidiose associados ao consumo de água têm sido relatados em diversos países. A maioria desses eventos foram registrados em abastecimentos que apresentavam aparentes normalidades operacionais do sistema de tratamento e conformidades nos padrões bacteriológicos. A ausência de microrganismos patogênicos, como *Cryptosporidium* spp., na água produzida tem sido proposta como meta a ser alcançada, segundo algumas legislações pertinentes (BRASIL, 2004).

Reconhecida a inevitável passagem desse e de outros microrganismos patogênicos pelas barreiras dos sistemas de abastecimento, autoridades sanitárias de vários países, através dos guias e de regulamentações admitem, atualmente, um risco mínimo, aceitável, de infecções na população exposta (WHO, 2006b). Esse risco, no caso da criptosporidiose, pode ser avaliado ao serem identificadas as concentrações de oocistos nas fontes de água, a capacidade ou eficiência dos sistemas de tratamento em sua remoção e/ou inativação, a resposta imunológica e o efeito à saúde das pessoas expostas.

A *Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule – LT2ESWTR* (USEPA, 2006) que estabelece o controle microbiológico da água de consumo humano nos Estados Unidos, assume um risco aceitável, anual, de 10^{-4} caso de infecções por criptosporidiose na população exposta. Essa regulamentação estabelece a associação da concentração média de oocistos de *Cryptosporidium* ocorrentes nas fontes de água com as diferentes técnicas, processos e critérios de tratamento de água de modo que estas garantam sua remoção e/ou inativação em níveis compatíveis com o risco aceitável adotado.

Diversos estudos, em escala real, piloto e de bancada, que avaliaram condições e taxas de remoção e inativação de oocistos de *Cryptosporidium* permitiram que fossem conhecidos e estabelecidos créditos de remoção conferidos às técnicas e processos de tratamento e controle. Está consolidado o conhecimento da elevada eficiência dos processos físicos de microfiltração e da radiação ultravioleta na remoção e inativação desses oocistos. Entretanto, a aplicação desses processos pode ser inviável, econômica e operacionalmente, na maioria dos sistemas de abastecimento de água, em nosso país.

Vários estudos têm avaliado os diferentes fatores intrínsecos aos processos de coagulação, floculação, decantação, flotação e filtração que influenciam a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. A partir do conhecimento adquirido nesses estudos, têm sido propostos, atualmente, valores logaritmos de remoção e inativação de oocistos. A *LT2ESWTR* (USEPA, 2006) confere aos processos de remoção das técnicas do ciclo completo e da filtração lenta 3,0 log, e à filtração direta 2,5 log de remoção de oocistos.

Entretanto, segundo essa regulamentação, a capacidade das técnicas e processos na obtenção desses créditos deve ser demonstrada a partir da aplicação de vários critérios. Entre esses, inclui-se a redução da turbidez inicial a valores inferiores a 0,3 uT nos efluentes de filtração. A Portaria 518, do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), associa o controle do *Cryptosporidium* à obtenção de um efluente de filtração com valores de turbidez inferiores a 0,5 uT.

Outro critério adotado na regulamentação americana e recomendado pelos guias da OMS é a demonstração, em escala real, da eficiência dos processos e tecnologias de tratamento na remoção de esporos aeróbios, como parâmetros substitutos aos oocistos. Vários estudos, em escala real e piloto, têm aplicado, além dos esporos aeróbios, outros parâmetros candidatos a indicadores de eficiência de remoção de oocistos, como a contagem de partículas em dimensões próximas aos oocistos e microesferas fluorescentes.

A crescente utilização de esporos aeróbios, microesferas, contagem de partículas e turbidez em estudos experimentais, em escala piloto e real, como parâmetros de avaliação da eficiências de técnicas e processos na remoção e/ou inativação de oocistos deve-se ao elevado custo e dificuldades metodológicas de detecção de oocistos. Aliada a isso, em escala real, há uma limitação prática em se demonstrar o grau de eficiência do tratamento, sobretudo quando há baixas concentrações de oocistos nas fontes.

As técnicas de tratamento do ciclo completo e da filtração direta, devido à sua ampla utilização, têm sido objeto de estudos de avaliação sobre a eficiência na remoção de oocistos. A dupla filtração, como variação e avanço em tecnologia de tratamento da água de consumo, incorpora à filtração direta descendente uma pré-filtração ascendente, em leito de areia e/ou pedregulho. Embora, tecnicamente, constitua uma arquitetura de filtração direta, possui barreira adicional de separação compatível com a técnica do ciclo completo. São escassos, entretanto, estudos, em escala real ou piloto, que avaliaram a técnica da dupla filtração na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Neste presente estudo comparativo, as técnicas do ciclo completo, da filtração direta e dupla filtração são avaliadas quanto às eficiências de seus processos de clarificação e filtração na remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, de microesferas de poliestireno autofluorescentes, de esporos aeróbios de *Bacillus subtilis* e da turbidez simulada em 10 (\pm 0,5) uT e em 100 (\pm 5,0) uT.

A proposta deste estudo é comparar essas técnicas de tratamento em iguais condições de turbidez inicial de água de estudo preparada, a partir de água de poço e adição de caulim, em suas eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, relacionando essas eficiências às de remoção de turbidez, microesferas e esporos aeróbios. Dessa forma, a técnica de tratamento do ciclo completo é comparada à da dupla filtração a partir de uma água de estudo com turbidez inicial de 100 (\pm 5,0) uT, a filtração direta descendente é comparada à dupla filtração, a partir de uma água de estudo com turbidez inicial de 10 (\pm 0,5) uT e a técnica da dupla filtração é avaliada, comparando as eficiências nas duas condições de turbidez, 100 (\pm 5,0) e 10 (\pm 0,5) uT.

Paralelamente, os parâmetros oocistos, turbidez, microesferas e esporos aeróbios são comparados entre si em cada técnica utilizada, com o objetivo de identificar similaridades nos padrões de remoção de tal forma a propor ou confirmar candidatos que possam substituir ou indicar a eficiência do tratamento na remoção de oocistos. È avaliado, ainda, o padrão de remoção de oocistos em valores remanescentes de turbidez de 0,5 e 0,3 uT, considerando as associações de êxitos dessa remoção propostas pela Portaria 518 (BRASIL, 2004) e pela *LT2ESWTR* (USEPA, 2006).

Os dados gerados nessas avaliações são tratados estatisticamente para serem validados. As ferramentas estatísticas, aplicadas nesse tipo de estudo, permitem obter, além da descrição e estratificação preliminar dos dados, seu significado em comparações entre os parâmetros em uma mesma tecnologia de tratamento e entre tecnologias em função dos parâmetros avaliados.

2 OBJETIVOS E HIPÓTESES

2.1 *Objetivo geral*

Avaliar a eficiência das técnicas do ciclo completo, da dupla filtração e da filtração direta descendente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, turbidez, microesferas fluorescentes e esporos de *Bacillus subtilis* em instalação piloto de tratamento de água.

2.2 *Objetivos específicos*

- Avaliar técnicas de tratamento da água comparando as eficiências da filtração direta descendente e a dupla filtração, em água com turbidez de 10 uT; do ciclo completo e da dupla filtração, em água com turbidez de 100 uT; e da técnica da dupla filtração, a partir de águas com os dois valores de turbidez (10 e 100 uT) e no conjunto de todas as técnicas na remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, turbidez, microesferas e esporos aeróbios de *Bacillus subtilis*, no sentido de avaliar a utilidade desses parâmetros como indicadores de remoção de oocistos;
- Comparar as taxas de log remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* em cada técnica de tratamento, obtidas nos experimentos, àquelas creditadas a essas técnicas pela literatura e estabelecidas pela *LT2ESWTR* (USEPA, 2006) na abordagem de avaliação do risco e dos padrões de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* aos valores remanescentes de turbidez inferiores a 0,5 e 0,3 uT no sentido de identificar alguma relação entre os dois padrões segundo associações estabelecidas em legislações.

2.3 *Hipóteses*

As propostas de avaliação das técnicas de tratamento na remoção de oocistos, esporos, microesferas e turbidez ensejam o levantamento de hipóteses, à luz do conhecimento disponível na literatura, sobre êxitos e tendências de remoção e das características de delienamento dos experimentos deste estudo.

2.3.1 *Barreiras múltiplas*

Ao se comparar as técnicas da dupla filtração e da filtração direta descendente, as diferenças de composição dessas técnicas, considerando as operações unitárias da filtração ascendente na dupla filtração, significará, para a filtração direta, redução de barreiras e consequente

redução na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, turbidez, microesferas e esporos de *Bacillus subtilis*.

2.3.2 Indicadores substitutos

Esporos de bactérias esporogênicas aeróbias (*Bacillus subtilis*), turbidez e microesferas, apresentam padrões de remoção similares àqueles observados para *Cryptosporidium parvum*, permitindo sua utilidade como indicadores de eficiência de remoção dos oocistos.

2.3.3 Eficiência de remoção das técnicas de tratamento

As técnicas de tratamento do ciclo completo e da filtração direta apresentam, em estudos piloto, taxas de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* similares àquelas estabelecidas na legislação americana *Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule LT2ESWTR* (USEPA, 2006), ou seja, 3,0 unidades log de remoção para a técnica do ciclo completo e de 2,5 log para a técnica da filtração direta.

2.3.4 Eficiência da técnica da dupla filtração em função da turbidez

Para a técnica da dupla filtração, a eficiência de remoção da turbidez, oocistos, microesferas e esporos aeróbios é superior para a água com turbidez de 100 uT, que para a água com turbidez de 10 uT em virtude de uma melhor formação de flocos e a consequente aderência de sólidos e microrganismos às partículas.

2.3.5 Associação da remoção de oocistos à turbidez remanescente

Valores de turbidez remanescente inferiores a 0,5 uT e a 0,3 uT, determinam as maiores taxas de remoção de oocistos, de acordo com legislação nacional (BRASIL, 2004) e de outros países (USEPA, 2006), que associam o controle do *Cryptosporidium* spp. à obtenção de efluentes de filtração com turbidez inferiores a esses valores.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *A água como fator de desenvolvimento social, indicador de saúde e via de transmissão de doenças*

No ano de 2000, segundo dados da Organização Mundial da Saúde, OMS (WHO, 2002), cerca de 1,1 bilhão de pessoas em todo o mundo não tinham acesso a um abastecimento adequado de água, significando cerca de 17% de toda a população mundial, com desigualdades críticas entre as nações desenvolvidas e em desenvolvimento e entre as zonas urbanas e rurais em todos os países.

Ainda segundo esse relatório, somente cerca de 31% dos habitantes das zonas rurais e cerca de 73% das zonas urbanas dos países em desenvolvimento têm acesso a abastecimento adequado de água. Para alcançar as metas do milênio, quanto ao acesso à água, estima-se que, a cada dia, 370.000 novas pessoas devam ser abastecidas com suprimentos regulares e seguros (WHO, 2002).

A realidade é que quatro em cada dez pessoas no mundo não têm acesso a serviços de esgotamento sanitário e duas em dez não têm acesso à água adequada ao consumo. Acesso à água de consumo, segundo a OMS, nesse relatório, significa, pelos menos, que a fonte de água própria ao consumo esteja a uma distância máxima de 1 quilômetro do local de uso e que seja possível obter, no mínimo, 20 litros de água por dia por membro da família.

Esse indicador é avaliado segundo a proporção de pessoas que têm disponibilidade de água em condições adequadas de uso, seja por conexão domiciliar à rede pública, chafariz de uso comunitário, reservatório, poço ou fonte sob supervisão de um agente comunitário e, ainda, água de chuva (WHO, 2002).

As Metas ou Objetivos para o Desenvolvimento do Milênio (ODM), dispostas na Declaração do Milênio da Organização Mundial da Saúde (ONU, 2008) preveem a redução pela metade das pessoas sem abastecimento de água e serviços de esgotamento sanitário, principalmente de regiões e países mais pobres do mundo, até 2015. Segundo o mesmo relatório da OMS, no ano de 2002, 2,6 bilhões de pessoas careciam de serviços adequados de abastecimento de água.

Entre 2002 e 2015, há expectativa de que a população mundial se eleve a uma razão de 74,8 milhões de pessoas a cada ano. A situação da América Latina não está entre as piores: 77% da população tem acesso à rede de esgoto. A meta que precisa ser alcançada até 2015 é de 84% (ONU, 2008).

O Brasil é destacado de duas formas no relatório da ONU. O primeiro é o país urbano, no privilegiado grupo dos países que têm entre 91% e 100% da população com acesso a água adequada. O segundo é o Brasil rural, em situação precária, com 50% a 75% da população servida por água potável. Mesmo com os avanços, 15,6 milhões de brasileiros continuam vivendo sem abastecimento de água adequado. No caso de acesso a serviços de esgotamento sanitário, a situação é mais dramática: 34,6 milhões de brasileiros não contam com esse serviço (ONU, 2008).

Em termos de custos globais, a OMS estima em US\$1,78 bilhões o investimento anual para suprir esse déficit quanto ao acesso à água de consumo humano e de US\$ 11,3 bilhões para os serviços de coleta e disposição adequada de esgotos. Apesar de progressos nas regiões setentrionais da Ásia e da África subsaariana, mais do que 1/3 da população urbana nessas regiões carece de serviços de esgotamento sanitário.

Além do acesso à água e a serviços de esgotamento sanitário, outros fatores de desenvolvimento e saúde devem ser implementados, como a educação sanitária e a elevação dos padrões e condições de higiene.

Dados da OMS sobre coberturas globais, latino-americanas e brasileiras, para abastecimento de água e serviços de esgotamento sanitário estão apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1: Situação da cobertura de água adequada ao consumo e de serviços de esgotamento sanitário, total, urbano e rural, para o mundo (global), América Latina/Caribe e Brasil no ano de 2000.

Áreas de Atendimento	Cobertura com abastecimento de água			Cobertura com serviços de esgotamento sanitário		
	Total	Urbana	Rural	Total	Urbana	Rural
Global	82%	94%	71%	60%	86%	38%
A. Latina/Caribe	85%	93%	62%	78%	87%	49%
Brasil	87%	95%	54%	77%	85%	40%

Fonte: WHO (2004).

No tripé ambiente-saneamento-saúde pública que representa um dos sustentáculos do desenvolvimento de uma nação, o saneamento, e, especificamente, o nível de acesso da população aos serviços de abastecimento de água, é indicador e fator preponderante nesse desenvolvimento.

As intervenções em saneamento, que ampliam o acesso das populações à água adequada ao consumo, aos serviços de esgotamento sanitário, melhoram as condições de higiene e fomentam programas de educação sanitária, podem reduzir entre 1/3 e 1/4 o impacto de mortes por diarreia em todo o mundo (WHO, 2004).

Admite-se que cerca de 88% das enfermidades diarreicas sejam produto de um abastecimento inadequado de água e de falta de esgotamento sanitário e às más condições de higiene. Maior oferta de água em condições adequadas de consumo reduz entre 6 e 21% o quadro diarreico nas populações, considerando-se os comprometimentos graves. A ampliação dos serviços de esgotamento sanitário às populações carentes reduz a morbidade por diarreia em cerca de 32% (WHO, 2004).

As medidas de higiene, como o simples hábito de lavar as mãos antes das refeições, incorporadas às informações sanitárias, pessoais e coletivas, podem reduzir o número de casos de diarreia em até 45%. A melhoria da qualidade da água de consumo por procedimentos domésticos de purificação, como a filtração e cloração, pode reduzir entre 35 e 39% os casos de diarreia.

A elevação do acesso ao abastecimento de água em níveis propostos nas metas do milênio para o ano de 2015 reduziria em 25% o quadro da morbidade por diarreia. A mesma intervenção em serviços de esgotamento sanitário reduziria a diarreia em 32%. Os casos de diarreia seriam reduzidos em 43% com intervenções nos programas de educação sanitária e elevação dos padrões de higiene.

Não obstante os recursos já investidos em ampliar a cobertura das populações, em todo o mundo, ao longo das últimas décadas, com acesso à água adequada ao consumo e aos serviços de esgotamento sanitário, dos avanços significativos de incorporação de novas e adequadas técnicas em tratamento de água e resíduos líquidos, a humanidade ainda padece em morbidade e mortalidade ligadas à falta e/ou inadequação da água de consumo.

Todo o quadro de déficit de um abastecimento adequado de água e de serviços de esgotamento sanitário, somado às más condições de higiene e deficiências na educação sanitária, têm determinado cerca de 2 bilhões de casos de diarreia anuais, em todo o mundo, levando a 2,2 milhões de mortes por ano, sendo que a maioria é de crianças de até 5 anos de idade (WHO, 2004).

A agência de proteção ambiental americana (USEPA) desenvolveu um estudo em que aplicou um modelo epidemiológico, permitindo estimar uma média de incidência de 0,06 casos de doenças gastrointestinais agudas naquele país, anualmente. Essa incidência traduziu-se em 16,4 milhões de casos por ano na população, devidos à ingestão de água distribuída por sistemas de abastecimento (USEPA, 2006).

As principais doenças devidas à ingestão, contato e à inalação de água, causadas por agentes da rota fecal oral ou que podem, eventualmente, ocorrer no ambiente aquático e em instalações hidráulicas, são descritas no 11º. capítulo, Microbial fact sheets, dos Guias para a Qualidade da Água de Consumo da OMS (WHO, 2006b).

A Tabela 3.2, obtida e modificada da obra acima referenciada, traz os principais microrganismos patogênicos, com suas diferentes rotas de infecção e tipos de exposição ligados à água.

Tabela 3.2: Vias de transmissão e exposição aos principais agentes patogênicos relacionados à água.

Tipos de Exposição				
Ingestão			Inalação/aspiração	Contato
Gastrointestinal / fecal-oral ¹			Respiratória	Pele, mucosa, olhos
Vírus	Bactérias	Protozoários	Agentes	Agentes
Adenovirus	Campylobacter spp.	<i>Cryptosporidium parvum</i> , <i>C. hominis</i>	<i>Legionella pneumophila</i>	<i>Acanthamoeba</i> spp.
Astrovirus	<i>E. coli</i> EIEC/EHEC/EPEC	<i>Giardia intestinalis</i>	Mycobacteria (não tuberculosa)	<i>Aeromonas</i> spp.
Enterovirus	<i>Salmonella</i> spp.	<i>Entamoeba histolytica</i>	Bactérias oportunistas ²	<i>Burkholderia pseudomallei</i>
HAV e HEV	<i>Shigella</i> spp.	<i>Toxoplasma gondii</i>	Diversas viroses	<i>Leptospira</i> spp. ³
Norovirus	<i>Vibrio cholerae</i>	<i>Cyclospora cayetanensis</i>		<i>Pseudomonas aeruginosa</i>
Rotavirus	<i>Yersinia</i> spp.	<i>Microsporidia</i>		<i>Schistosoma mansoni</i>
Sapovirus		<i>Balantidium coli</i>		

Obs. 1: A OMS cita nessa seção um verme, o *Dracunculus medinenses*, agente da dracunculose que não foi incluído neste quadro por não ser comum em nosso país.

Obs. 2: Algumas bactérias não comumente citadas como patogênicas (ex. *Klebsiella*, *Aeromonas*) podem, ocasionalmente, quando em alto nível de exposição ou de condição de imunodepressão do hospedeiro, causar diferentes tipos de infecções.

Obs. 3: A *Leptospira* é, inicialmente, um agente de infecção em exposição por contato, mas têm sido registrados casos de infecção por ingestão.

Nota: Por exigir uma diferente forma de controle, as intoxicações por cianobactérias não foram incluídas neste quadro, sendo que a exposição pode ser por ingestão direta, contato com a pele ou por consumo de algum organismo da cadeia trófica dos ambientes aquáticos comprometido.

Fonte: Modificado de WHO (2006b).

3.2 O risco microbiológico em água de consumo

A exposição diária a uma água de consumo comprometida por despejos fecais traz uma série de ameaças à saúde das pessoas, em virtude de que muitos microrganismos patogênicos têm na rota fecal oral sua principal forma de transmissão. O controle e contorno dessa ameaça dependem de vários fatores. Além da ampliação dos percentuais de acesso das pessoas a água e serviços de coleta dos resíduos, medidas objetivas devem ser implementadas.

Entre essas medidas, ações operacionais devem incluir a seleção e proteção das fontes de abastecimento, implantação e manutenção de boas práticas de tratamento da água e dos resíduos urbanos, notadamente dos esgotos, programas de educação sanitária e ambiental, e ações em saúde pública, no que tange medidas profiláticas e curativas das pessoas expostas e das frações populacionais imunocomprometidas. No âmbito do saneamento, o controle microbiológico da água de consumo é etapa crítica na garantia da saúde pública.

3.2.1 Fatores determinantes da periculosidade dos microrganismos da rota fecal oral

Dentre as doenças de transmissão hídrica, algumas podem ser mais críticas ao controle pelos sistemas de abastecimento de água, uma vez que seus agentes apresentam características intrínsecas a uma espécie ou a um grupo. Alguns microrganismos, por exemplo, podem desenvolver esporos e cistos que proporcionam a eles resistência a processos de desinfecção e maior persistência ambiental. Resistência à desinfecção e elevada persistência ambiental são critérios que caracterizam e distinguem os microrganismos de maior periculosidade.

Os guias da OMS para a qualidade da água de consumo, em seu capítulo 7 (WHO, 2006b), apresentam e discutem esses critérios. A Tabela 3.3 apresenta, de forma resumida e esquematizada, informações sobre os principais microrganismos patogênicos da rota fecal oral e suas características que podem determinar critérios de periculosidade em avaliação do risco microbiológico da água de consumo.

A patogenia de microrganismos de veiculação hídrica, listados na Tabela 3.3, tem sido confirmada por estudos epidemiológicos e relatos de casos. Parte da demonstração da patogenicidade envolve a reprodução da doença em hospedeiros susceptíveis aos agentes patogênicos. Estudos experimentais em que são expostos voluntários adultos para definição do número de microrganismos proveem informação relativa à dose-resposta. Como a maioria desses estudos são realizados com voluntários imunocompetentes, adultos e saudáveis, os dados relativos à dose-resposta são aplicáveis à, apenas, parte da população exposta, e a extrapolação para grupos com diferentes perfis de imunidade exigem estudos específicos.

Dentre os critérios apresentados na Tabela 3.3, que permitem categorizar a importância dos diversos microrganismos patogênicos no controle microbiológico da qualidade da água de consumo, o critério significado à saúde é traduzido pela prevalência do microrganismo patogênico na população e depende, preponderantemente, dos relatórios e informes das instituições de Saúde Pública, locais, estaduais e federais.

Tabela 3.3: Microrganismos patogênicos associados a casos de infecções gastrointestinais e critérios de periculosidade aos sistemas de abastecimento de água.

Microrganismo	Significado à saúde ^a	Persistência em água ^b	Resistência ao cloro ^c	Infeciosidade relativa ^d	Reservatório animal
Bactérias					
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Alto	Pode multiplicar	Baixa	Baixa	Não
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	Alto	Moderada	Baixa	Moderada	Sim
<i>Escherichia coli</i> (EPEC, ETEC, EIEC) ^e	Alto	Moderada	Baixa	Baixa	Sim
<i>E. coli</i> (EHEC) ^e	Alto	Moderada	Baixa	Alta	Sim
<i>Legionella</i> spp	Alto	Pode multiplicar	Baixa	Moderada	Não
Micobactéria não-tuberculosa ^f	Baixo	Pode multiplicar	Alta	Baixa	Não
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ^g	Moderado	Pode multiplicar	Moderada	Baixa	Não
<i>Salmonella typhi</i>	Alto	Moderada	Baixa	Baixa	Não
Outras salmonelas	Alto	Pode multiplicar	Baixa	Baixa	Sim
<i>Shigella</i> spp.	Alto	Curta	Baixa	Alta	Não
<i>Vibrio cholerae</i>	Alto	Curta a longa ^h	Baixa	Baixa	Não
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Moderado	Longa	Baixa	Baixa	Sim
Vírus					
Adenovírus	Moderado	Longa	Moderada	Alta	Não
Enterovírus	Alto	Longa	Moderada	Alta	Não
Astrovírus	Moderado	Longa	Moderada	Alta	Não
Hepatite A	Alto	Longa	Moderada	Alta	Não
Hepatite E	Alto	Longa	Moderada	Alta	Potencial
Noro/Sapovírus	Alto	Longa	Moderada	Alta	Potencial
Rotavírus	Alto	Longa	Moderada	Alta	Não

Continuação Tabela 3.3:

Microrganismo	Significado à saúde ^a	Persistência em água ^b	Resistência ao cloro ^c	Infeciosidade relativa ^d	Reservatório animal
Protozoários					
<i>Acanthamoeba</i> spp.	Alto	Pode multiplicar	Baixa	Alta	Não
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Alto	Longa	Alta	Alta	Sim
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Alto	Longa	Alta	Alta	Não
<i>Entamoeba histolytica</i>	Alto	Moderada	Alta	Alta	Não
<i>Giardia intestinalis</i>	Alto	Moderada	Alta	Alta	Sim
<i>Naegleria fowleri</i>	Alto	Pode multiplicar ¹	Baixa	Moderada	Não
<i>Toxoplasma gondii</i>	Alto	Longa	Alta	Alta	Sim
Helmintos					
<i>Dracunculus medinensis</i>	Alto	Moderada	Moderada	Alta	Não
<i>Schistosoma</i> spp.	Alto	Curta	Moderada	Alta	Sim

Legenda:

- a. Significado à saúde está relacionado com a severidade do impacto, incluindo associação com surtos.
- b. Período de detecção do estágio infeccioso em água, a 20°C: curto: até 1 semana; moderada: de 1 semana a 1 mês; longa: além de um mês.
- c. Quando o estágio infeccioso do microrganismo está livremente suspenso em água, nas dosagens e tempos de contato usuais e pH entre 7 e 8. A caracterização baixa para resistência significa 99% de inativação, a 20°C, geralmente em menos de 1 minuto, moderada 1-30 minutos e alta mais que 30 minutos. Deve-se notar que organismos que sobrevivem e crescem em biofilmes, como *Legionella* e mycobactéria, serão protegidos da cloração. Na caracterização moderada para resistência, a população do agente não é completamente inativada.
- d. Dados obtidos a partir de experimentos com voluntários humanos adultos, imunocompetentes, de evidências epidemiológicas, e estudos com animais. Alta significa que a dose infecciosa pode ser entre 1-10² organismos ou partículas, moderada de 10²-10⁴ e baixa >10⁴.
- e. EPEC = *E. coli* Enteropatogênicas /ETEC = *E. coli* Enterotoxigênicas/ EIEC = *E. coli* Enteroinvasivas/ EHEC = *E. coli* Enterohemorrágicas.
- f. Mycobactérias não agentes da tuberculose, ocorrentes em biofilmes de sistemas de distribuição de água.
- g. A principal rota de infecção é o contato com a pele, mas pode ser assimilada por ingestão e desenvolver processo infeccioso em pessoas com neoplasias e com quadro de imunodeficiência.
- h. *Vibrio cholerae* talvez persista por longos períodos em associação com copépodes e outros organismos aquáticos.
- i. Em águas com temperaturas medianamente elevadas.

Fonte: WHO (2006b).

Os níveis de classificação do significado sanitário para os microrganismos apresentados nesse quadro foram estabelecidos em baixo, moderado e alto grau, como resultado da avaliação dos registros de casos e relatórios epidemiológicos sobre a prevalência e agravos à saúde, em um período, para uma comunidade, população, região ou país.

Excetuando-se as bactérias *Burkholderia pseudomallei*, *Pseudomonas aeruginosa* e as micobactérias não agentes de tuberculose, todos os demais microrganismos foram classificados como de alto significado ou importância à saúde. Isso indica a diversidade de perigos a serem identificados na água de abastecimento, considerando que há registros em saúde suficientes para admiti-los na avaliação do risco microbiológico da água.

A persistência ambiental do microrganismo é outro fator que confere maior periculosidade ao mesmo, uma vez que a longa permanência da forma infecciosa do agente patogênico no ambiente, especialmente o aquático, impõe aos sistemas de abastecimento de água maiores dificuldades no controle da qualidade, ao reduzir a possibilidade do decaimento natural de sua concentração, como observada em muitos microrganismos patogênicos da rota fecal oral.

Esse fator, ou critério de significância à saúde, é entendido como o período em que a forma invasora detectável do agente ainda se mantém infecciosa em água a 20 °C. Esses períodos, conforme já informado, foram classificados em curto, moderado e longo. Nesse critério, as bactérias *Burkholderia pseudomallei*, *Pseudomonas aeruginosa* e espécies não Typhi de *Salmonella*, e o protozoário *Naegleria fowleri* não foram classificadas por se multiplicarem em água.

A bactéria *Yersinia enterocolitica*, todos os tipos de vírus e os protozoários *Acanthamoeba* spp., *Cryptosporidium* spp., *Cyclospora cayetanensis* e *Toxoplasma gondii* foram identificados como de longa persistência, tornando-os, por esse critério, microrganismos de alta significância à saúde e objetos de investigação na avaliação do risco microbiológico da água de consumo.

Outro fator que seleciona um microrganismo como de maior perigo à avaliação do risco à água de consumo é a infecciosidade relativa, que é traduzida na dose mínima desse microrganismo capaz de desenvolver processo infeccioso no hospedeiro. A dose mínima ou dose-resposta para alguns dos microrganismos patogênicos de rota fecal oral foram identificadas em estudos com voluntários humanos ou de evidências epidemiológicas.

A caracterização desse critério está ligada ao grau de infecciosidade relativa ou de dose-resposta, sendo que a graduação é inversa para as duas abordagens, ou seja, quanto maior a infecciosidade relativa de um microrganismo, menor será sua dose-resposta. Para esse critério, a bactéria *Escherichia coli* enterohemorrágica (EHEC), todos os vírus e os protozoários listados foram classificados como de alta infecciosidade relativa, e, por esse critério, deveriam ser incorporados aos estudos de avaliação do risco.

Ainda sobre as informações da Tabela 3.3, outro critério apresentado é a resistência do microrganismo à desinfecção da água nas dosagens usuais de cloro. Essa característica talvez seja a mais crítica do ponto de vista do responsável pela produção de água e controle da

qualidade nos sistemas de abastecimento. A aplicação do cloro, no âmbito do saneamento, tem sido barreira crítica e final no controle dos microrganismos e significaria um selo de qualidade microbiológica para a liberação da água ao consumo.

Nesse critério, embora não tenha sido localizada informação no capítulo 7 da 3ª edição dos guias para a qualidade da água de consumo da OMS (WHO, 2006b), acredita-se que a resistência ou sensibilidade ao cloro, nas dosagens usuais, tenha sido avaliada na inativação de 99% da contagem inicial do microrganismo. Por esse critério, apenas as micobactérias, não causadoras de tuberculose, e todos os protozoários listados foram caracterizados como de alta resistência.

Como último critério, avaliou-se a existência de reservatório animal no ciclo de transmissão dos microrganismos patogênicos. Essa característica é importante na ampliação de possibilidades de dispersão e transmissão na rota do microrganismo entre os estágios ambientais e parasitários. O reservatório animal proporciona a zoonose no ciclo da doença e torna mais difícil sua erradicação.

Excetuando-se a definição da, apenas, possibilidade de existência de reservatório animal para os vírus A e E, da hepatite infecciosa, todos os demais microrganismos caracterizaram-se como tendo ou não reservatórios animais. Dentre os que apresentam essa característica estão as bactérias *Campylobacter jejuni* e *C. coli*, *Escherichia coli* (EPEC, ETEC, EIEC), *Salmonella* não Typhi, *Yersinia enterocoliica*, os protozoários *Cryptosporidium spp.* e *Toxoplasma gondii* e espécies do helminto *Schistosoma*.

3.2.2 *Cryptosporidium spp.* e *Giardia sp.*: protozoários patogênicos de alta periculosidade

Alguns microrganismos patogênicos da rota fecal oral, além de suas características de patogenicidade e de periculosidade pelos fatores de risco citados, determinam maior desafio aos processos de controle da qualidade da água por desenvolverem formas de persistência ambiental, como esporos e cistos. Protozoários patogênicos, como alguns dos grupos ameboides, flagelados e esporozoários, formam cistos e oocistos que lhes conferem essa característica.

Dentre os protozoários patogênicos, de interesse sanitário, considerando as epidemias e casos que puderam ser associados ao abastecimento de água, à irrigação de hortaliças, à ocorrência em alimentos, e contatos pessoa-pessoa, o flagelado *Giardia intestinalis* e os coccídeos *Cryptosporidium parvum* e *C. hominis* têm sido os de maior registro e objetos de estudos (WHO, 2006a).

Além dos aspectos ligados aos casos de agravos à saúde, outros ligados às dificuldades no controle da qualidade microbiológica da água nos sistemas de abastecimento podem caracterizar os protozoários *Giardia intestinalis* e *Cryptosporidium parvum* e *C. hominis* como agentes patogênicos de maior periculosidade. A Tabela 3.4 apresenta algumas dessas características (WHO, 2006a).

Considerando-se o primeiro aspecto ligado à saúde, severidade dos sintomas, os protozoários, *Naegleria fowlei* e *Balamuthia mandrillaris* seriam os de maior periculosidade ao saneamento e saúde pública, seguidos pela *Acanthamoeba* e, um pouco mais distante, da *Entamoeba histolytica*. Entretanto, quanto ao aspecto seguinte, somente a *Entamoeba histolytica* apresenta-se com registros comuns para a incidência da doença, acompanhada da *Giardia intestinalis*, espécies do *Cryptosporidium*, do *Toxoplasma gondii* e do *Blastocystis hominis*.

Tabela 3.4: Características dos protozoários patogênicos associados ao abastecimento de água.

Patógeno	Impacto associado à saúde			Dificuldade de controle			Dado ARM ²
	Sintomas	Incidência	Epidemias	Persistência	Resistência ¹	Tamanho (µm)	
Rota fecal oral							
<i>Entamoeba histolytica</i>	Assintomáticos a severos	Comum	Algumas	Moderada	Alta	10 a 16 (cistos)	Baixa
<i>Giardia intestinalis</i>	Moderados	Comum	Algumas	Moderada	Alta	9 a 14 (cistos)	Alta
<i>Cryptosporidium</i> spp.	Moderados	Comum	Algumas	Longa	Muito Alta	4 a 6 (ocistos)	Alta
<i>Toxoplasma gondii</i>	Moderados	Comum	Poucas	Longa	Muito Alta	10 a 14 (ocistos)	Baixa
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Moderados	Rara	Poucas	Longa	Alta (?)	10 a 14 (ocistos)	Baixa
Microsporídios	Moderados	Rara	Incetas	Longa	Alta (?)	1 a 4,5 (cistos)	Baixa
<i>Balantidium coli</i>	Assintomáticos a moderados	Moderado	Muito poucas	Longa (?)	(?)	45 a 70 (cistos)	Baixa
<i>Isospora belli</i>	Moderados	Rara	Sem registros	Longa (?)	Alta (?)	14 a 32 (cistos)	Baixa
<i>Blastocystis hominis</i>	Assintomáticos a moderados	Comum	Sem registros	Longa (?)	(?)	4 a 6 (cistos)	Baixa

Continuação Tabela 3.4:

Patógeno	Impacto associado à saúde			Dificuldade de controle			Dado ARM ²
	Sintomas	Incidência	Epidemias	Persistência	Resistência ¹	Tamanho (µm)	
Outra rota de transmissão que não a fecal oral							
<i>Acanthamoeba</i>	Severos ou muito severos	Muito rara	Poucas	Vivem em água ³	Alta para cistos	25 a 40 (Trofoz) 10 a 30 (cistos)	Baixa
<i>Naegleria fowleri</i>	Muito severos	Muito rara	Rara	Vivem em água ³	Moderada	10 a 15 (Trofoz) 10 (cistos)	Baixa
<i>Balamuthia mandrillaris</i>	Muito severos	Muito rara	Sem registros	Vivem em água ³	?	15 a 60 (Trofoz) 15 (cistos)	Baixa

Obs. 1: Resistência à desinfecção por cloro, nas dosagens e tempos de contatos usuais, para inativação de 99% das formas infectantes.

Obs. 2: Dados disponíveis de dose resposta para aplicação de Avaliação do Risco Microbiológico

Obs. 3: A forma vegetativa do microrganismo (trofozoítica) pode multiplicar-se em água

Fonte: Adaptado de WHO (2006a).

Registros de epidemias associadas à água de abastecimentos são documentados de forma consistente apenas para *Entamoeba histolytica*, *Giardia intestinalis* e *Cryptosporidium* spp., que conferem a esses três microrganismos maior periculosidade. Nos aspectos ligados à dificuldade de controle, o fator persistência ambiental é caracterizado como longa para *Cryptosporidium* spp., *Toxoplasma gondii*, *Cyclospora cayetanensis* e Microsporídios. No que tange à resistência à cloração, apenas os coccídeos *Cryptosporidium* e *Toxoplasma gondii* foram caracterizados como de elevada resistência.

Para as dificuldades de controle, no que tange ao desafio de remoção ou inativação, as dimensões de cistos e oocistos poderiam caracterizar maior desafio ao processo de filtração rápida para aqueles de menores dimensões, como observado para *Cryptosporidium* spp., *Blastocystis hominis* e Microsporídios.

E finalmente, dados sobre dose-resposta, que possibilitem estudos de avaliação quantitativa do risco microbiológico (AQRM), foram atribuídos somente para *Cryptosporidium* spp. e *Giardia intestinalis*, revelando a importância desses dois protozoários como agentes de impacto microbiológico para o abastecimento de água de consumo humano.

Ainda assim, comparando-se todas as características, tanto aquelas ligadas à saúde quanto as ligadas às dificuldades de controle, o *Cryptosporidium* spp. mostra-se como microrganismo

de referência. Os guias para a qualidade da água de consumo da OMS (WHO, 2006b) selecionam o *Cryptosporidium* como microrganismo patogênico alvo para implementação do controle microbiológico da qualidade da água de consumo.

A agência de proteção ambiental norte americana, USEPA (USEPA, 2006), identificou o *Cryptosporidium* como microrganismo a ser controlado, definindo critérios de remoção e inativação, no sentido de garantir a qualidade microbiológica da água. Essa regulamentação estabelece que se os processos de controle, notadamente de tratamento da água, aplicados pelos sistemas de abastecimento, obtiverem sucesso na remoção ou inativação desse coccídeo, também o terão para os outros microrganismos patogênicos da rota fecal-oral.

Os guias para a qualidade da água de consumo da Nova Zelândia (NOVA ZELÂNDIA, 2005) seguiram o mesmo raciocínio ao direcionarem critérios específicos de controle microbiológico da água de abastecimento para o *Cryptosporidium* spp. Nessa mesma linha de raciocínio, as diretrizes da *Drinking Water Inspectorate*, do Reino Unido (REINO UNIDO, 2008), estabeleceram critérios, incluindo concentrações limites para o *Cryptosporidium* spp. na água de consumo.

Outros países, como o Canadá e a Austrália, embora não tenham definido critérios específicos de controle para esse patogênico, estabeleceram, através dos respectivos ministérios da saúde, procedimentos para a implementação de barreiras múltiplas que, em última análise, devem garantir a remoção do *Cryptosporidium* spp. na água de abastecimento.

3.2.3 Aspectos biológicos relevantes ao controle ambiental de *Cryptosporidium* spp.

Os esporozoítos e oocistos que compõem o ciclo de vida do *Cryptosporidium* spp. são de reduzido tamanho, em comparação aos demais protozoários coccídeos. São parasitas obrigatórios, infectando as microvilosidades das células epiteliais do trato digestivo e respiratório de vertebrados. Liberadas nas fezes do hospedeiro infectado, as formas de resistência denominadas oocistos são de alta persistência ambiental, permanecendo viáveis e infecciosos por vários meses nos ambientes aquáticos (WHO, 2006a; CAREY *et al.*, 2004).

Os oocistos ocorrentes no ambiente não necessitam de período de maturação para representar perigo de infecção. Uma vez assimilados, novo ciclo se estabelece no hospedeiro. O gênero *Cryptosporidium*, atualmente distribuído em 16 espécies (vide Tabela 3.5) é componente do

Phylum *Apicomplexa*, família *Cryptosporidiidae*, classe *Sporozoa*, ordem *Eucoccidiida*. Esse gênero é caracterizado pela formação de oocistos de pequena dimensão, variando entre 4 e 6 micrômetros, fator determinante na dificuldade de remoção nos processos de filtração rápida em meio granular de areia (FRANCO, 2007; WHO, 2006a).

Tabela 3.5: Características das espécies de *Cryptosporidium*.

Espécie	Hospedeiro	Isolados de infecções humanas	Implicado em epidemias associadas à água de consumo
<i>C. hominis</i>	humanos	frequentemente	sim
<i>C. parvum</i>	ruminantes, humanos	frequentemente	sim
<i>C. meleagridis</i>	perus, humanos	ocasionalmente	não
<i>C. muris</i>	roedores, ruminantes	muito ocasionalmente	não
<i>C. andersoni</i>	gado bovino, camelos	não	não
<i>C. felis</i>	gatos	muito ocasionalmente	não
<i>C. canis</i>	cachorros	muito ocasionalmente	não
<i>C. wrairi</i>	porquinhos da Índia	não	não
<i>C. baileyi</i>	pássaros	um registro	não
<i>C. galli</i>	galináceos	não	não
<i>C. serpentis</i>	serpentes	não	não
<i>C. saurophilum</i>	répteis	não	não
<i>C. molnari</i>	peixes marinhos	não	não
<i>C. suis</i>	suínos, humanos	não há registros*	não há registros
<i>C. bovis</i>	bovinos	não há registros*	não há registros
<i>C. scophithalmi</i>	peixes	não há registros*	não há registros

Nota:* A fonte bibliográfica não informou sobre essas características.

Fonte: FRANCO (2007); WHO (2006a).

A maioria das infecções humanas são causadas por *Cryptosporidium hominis* e pelo genotipo identificado em isolamentos do gado bovino, o *C. parvum*. Outras espécies, como *C. meleagridis*, *C. felis* e *C. canis*, podem, ocasionalmente, infectar pessoas imunocomprometidas, com a Síndrome da Imunodeficiência Adquirida (AIDS), anciãos, crianças, notadamente as desnutridas e mulheres grávidas. Humanos são a única fonte significativa de *C. hominis*, enquanto que humanos e o gado bovino são reservatórios para o *C. parvum* (WHO, 2006a).

O genotipo *C. parvum*, embora tenha sido isolado de outros mamíferos, é fundamentalmente encontrado em animais domésticos, sendo isolado em elevado número das fezes de bezerros e ovelhas recém-nascidos. A transmissão acontece por contato direto e indireto com as fezes desses animais. Os registros epidemiológicos, de uma forma geral, distribuem as transmissões nos contágios pessoa-pessoa em ambientes institucionais, animal-pessoa em contato por trabalhadores e visitantes de fazendas, atividades recreacionais e consumo de água (WHO, 2006a; ROBERTSON *et al.*, 2006; HOWE *et al.*, 2002; NEWMAN *et al.*, 2001).

As transmissões via a rota pessoa-pessoa são caracterizadas, primordialmente, em enfermarias pediátricas, creches e em última análise em contatos domésticos com pessoas infectadas. O contato de pessoas com viajantes que retornam de países com alta prevalência ambiental tem sido registrado como fator de risco para a transmissão da criptosporidiose (WHO, 2006a; ROBERTSON *et al.*, 2006).

A transmissão zoonótica do *Cryptosporidium* spp. tem sido relatada em vários estudos epidemiológicos. Hunter e Thompson (2005), revisando essa rota no contexto da transmissão de giardíase e criptosporidiose, verificaram que o contato de trabalhadores de fazendas com o gado bovino é a principal forma de zoonose para esses protozoários, depois da transmissão pessoa-pessoa, e que o *C. parvum* foi o único genotipo citado nos estudos.

A contribuição dos animais selvagens na transmissão da criptosporidiose em humanos é reduzida, embora haja carência de evidência genotípica em ambientes impactados com fezes desses hospedeiros. A indefinição específica que caracteriza os métodos de detecção de oocistos, atualmente utilizados, não permite avaliar essa contribuição (WHO, 2006a).

Do ponto de vista epidemiológico, essa carência de definição genotípica empobrece a análise do risco microbiológico, embora do ponto de vista do tratamento da água para consumo humano espera-se que os sistemas de abastecimento de água devam estar preparados para remover e/ou inativar quaisquer que sejam os genotipos que ocorram nas fontes de captação de água.

A associação da água de consumo a casos e mesmo epidemias de criptosporidiose já é bem documentada. A revisão realizada pelos autores da obra *Cryptosporidium* (WHO, 2006a) citam diversos registros em que a água de consumo foi a principal fonte da prevalência do *Cryptosporidium parvum* e *C. hominis* em pessoas e populações.

Ashbolt (2004), em revisão sobre a associação da água de consumo ao quadro de morbidade em países em desenvolvimento, atribuiu à água de abastecimento, e em segundo plano ao déficit de acesso aos serviços de esgotamento sanitário, a prevalência na população do *Cryptosporidium parvum*, entre outros microrganismos patogênicos.

3.3 Prevalência do Cryptosporidium spp. na população

3.3.1 Registros de criptosporidioses associadas à água de abastecimento

A prevalência de *Cryptosporidium* spp. na população pode ser definida por pesquisas de amostras de material clínico em casos e epidemias que confirmem a responsabilidade desse microrganismo nas manifestações sintomáticas da criptosporidiose e através de evidências da sua presença em portadores sãos. Em sua maioria, as amostras clínicas resumem-se em coproculturas, em situações de casos e das epidemias, e sorológicas nos portadores sãos.

De uma forma geral, a prevalência de *Cryptosporidium* spp., revelada em pesquisas coproparasitológicas em pacientes com quadro de gastroenterites é de 1 a 4% na Europa e América do Norte e de 3 a 20% na África, Ásia, e Américas do Sul e Central. Nos países de clima temperado, picos de prevalência são observados no fim do verão e na primavera. Nesses países, a infecção é mais comum em crianças até 5 anos de idade, enquanto nos países em desenvolvimento são mais comprometidas crianças até 1 ano de idade (CURRENT e GARCIA, 1991 *apud* WHO, 2006a; WHO, 2002).

Nos casos de infecção aguda, os oocistos podem ser detectados em alto número nas fezes de pessoas hospedeiras, chegando em momentos de pico a 10^5 a 10^7 por grama de fezes. Em bezerros com semanas de nascimento, os registros de pesquisas apresentam diferentes valores para o número de oocistos nas fezes, variando de 10^4 a 10^7 por grama de fezes. Os valores diários de oocistos liberados nas fezes, para esses animais, podem chegar a 10^{10} e tendem a declinar consideravelmente com a idade (WHO, 2006a; CASEMORE *et al.*, 1997 *apud* WHO, 2006a).

Casos e surtos epidêmicos por criptosporidiose associados ao consumo de água de abastecimento têm sido registrados, nos países desenvolvidos, sendo que o primeiro registro foi no Texas (EUA), em 1984, com simultâneo surto por vírus Norwalk. O abastecimento de água dependia de um poço artesiano que sofreu contaminação por esgoto doméstico, que mesmo desinfectado por cloro e com ausência de coliformes, permitiu a passagem dos microrganismos (D'ANTONIO *et al.*, 1985 *apud* WHO, 2006a).

Hayes *et al.*, (1989), citados em WHO (2006a), pesquisaram um surto epidêmico por criptosporidiose, ocorrido em janeiro de 1987 na cidade de Carrolton, Georgia (EUA),

envolvendo mais de 13.000 pessoas. A água de abastecimento era previamente submetida a tratamento por ciclo completo, e apresentava, no período do surto, turbidez dentro dos limites determinados pela legislação e ausência de coliformes.

Nessa mesma década, há registro de um surto epidêmico no Reino Unido por criptosporidiose, associando-a ao consumo de água do sistema público de abastecimento. Nesse evento, a investigação identificou a contaminação de um tanque destinado à quebra de pressão da água na rede, que havia sido submetido a uma manutenção em período de chuva. Da mesma forma que os relatos anteriores, a qualidade bacteriológica atendia aos padrões vigentes (SMITH *et al.*, 1989 *apud* WHO, 2006a).

Esses e outros surtos por criptosporidiose permitiram à comunidade técnica e científica e autoridades em saúde, segundo a OMS (WHO, 2006a), a postularem princípios e identificarem lições sobre a associação da água de abastecimento aos eventos epidêmicos por criptosporidiose:

- *Cryptosporidium* spp. pode ser transmitido através dos sistemas de abastecimento, acarretando casos e epidemias em um número considerável de pessoas;
- Sistemas que aplicam processos de cloração sem filtração em água obtida de mananciais superficiais e de aquíferos subterrâneos com influência de águas superficiais, são especialmente vulneráveis à ocorrência de *Cryptosporidium* spp. na água de consumo;
- Surtos epidêmicos podem ocorrer em água de abastecimento, mesmo que valores de turbidez e a qualidade bacteriológica atendam aos padrões e diretrizes até então estabelecidas para a água potável;
- Processos de coagulação, floculação, decantação e filtração podem não ser suficientemente operados de forma a evitar a passagem de oocistos de *Cryptosporidium* spp. pela água produzida.

Essa última lição pareceu não ter sido devidamente assimilada em eventos registrados nos anos seguintes. Em 1991, um surto epidêmico de criptosporidiose ocorreu em Swindon, Oxfordshire (Reino Unido), devido ao consumo de água submetida a tratamento pela técnica do ciclo completo. A investigação das causas permitiu identificar a fragilidade do sistema, ao recircular a água de lavagem dos filtros e elevar a pressão microbiológica sobre os processos de tratamento (RICHARDSON *et al.*, 1991 *apud* WHO, 2006a).

Em abril de 1993, a epidemia por criptosporidiose de maior impacto dentre todos os registros epidemiológicos, em todo o mundo, ocorreu na cidade de Milwaukee, Wisconsin (EUA), quando aparentemente 403.000 pessoas foram afetadas. Estudos posteriores questionaram o real contingente humano comprometido, a fonte e a rota inicialmente identificadas para o *Cryptosporidium* spp., mas mantiveram no descuido operacional do tratamento da água a causa única para o traspasse de oocistos (MacKENZIE *et al.*, 1994 e SULAIMAN *et al.*, 1998 *apud* WHO, 2006a).

O Centro de Controle de Doenças norte americano (CDC), anos após a epidemia, trabalhando com amostras de oocistos isolados na época da epidemia e recuperados de gelo formado no mesmo período, identificou, por técnicas de biologia molecular, o genotipo humano (*Cryptosporidium hominis*) como causador da criptosporidiose em Milwaukee. Até então era atribuído ao genotipo bovino (*C. parvum*) o processo epidêmico, quando o degelo da primavera teria carregado esterco de fazendas e pastagens pelo rio (SULAIMAN *et al.*, 1998 *apud* WHO, 2006a).

Investigações posteriores mostraram que a estação de tratamento da Avenida Howard captava água do lago Michigan em local situado a 3 km do lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto doméstico, que semanas antes dos primeiros registros da epidemia teria sido liberado apenas parcialmente tratado. Não houve, na Estação de Tratamento de Água (ETA) da Avenida Howard, nenhuma alteração nos procedimentos de tratamento em virtude desse impacto. Os dados de turbidez e coliformes registrados no período mostraram-se em consonância com os padrões de qualidade estabelecidos (SULAIMAN *et al.*, 1998 *apud* WHO, 2006a).

Falhas no tratamento da água não foram identificadas para justificar a epidemia de criptosporidiose na cidade norte americana de Las Vegas, em 1994, comprometendo exclusivamente pessoas imunodeficientes, expostas à água de consumo (GOLDSTEIN *et al.*, 1996 *apud* WHO, 2006a).

A cidade de Sidney, Austrália, em 1998, às vésperas de sediar no ano de 2000 a 27ª versão das olimpíadas modernas, experimentou um abrupto crescimento de isolamentos de oocistos de *Cryptosporidium* spp. na água captada do Lago Burrangorang. Apesar da elevação dos resultados positivos de oocistos nas amostras, não houve um caso, sequer, de criptosporidiose na população exposta. Dois fatores intrínsecos ao processo analítico foram identificados nesse

episódio de Sidney: não houve definição de viabilidade e infecciosidade dos oocistos isolados e elevadas ocorrências de células de microalgas em dimensões próximas aos oocistos poderiam ter levado à falhas de identificação na etapa de microscopia, determinando, possivelmente, uma superestimava da real concentração de oocistos nas amostras (ALLEN *et al.*, 2000).

Com as mesmas características de elevação das concentrações de oocistos na água de abastecimento observadas no evento de Sidney, as autoridades em saúde pública das cidades de Glasgow e Edimburgo, na Escócia, emitiram, no verão de 2002, avisos de fervura da água de consumo, sem que houvesse qualquer registro de gastroenterites na população das duas cidades (WHO, 2006a).

Robertson *et al.* (2006) reportaram casos de infecção por *Cryptosporidium parvum* na cidade norueguesa de Bergen, simultaneamente ao registro de uma extensiva epidemia de giardíase na mesma cidade, no outono e inverno de 2004. Os autores observaram que muitos casos de criptosporidiose não puderam ser diagnosticados, pelo encobrimento dos sintomas da giardíase. Nesse episódio, o uso de técnicas de sequenciamento genético e de cultivo celular aplicados às amostras permitiu identificar o perfil de infecciosidade e a espécie dos oocistos detectados.

Raros registros de casos ou surtos de criptosporidiose na literatura puderam definir a infecciosidade e a exata concentração dos oocistos detectados na água de consumo quando esta foi associada ao processo epidêmico. Em um desses, Howe *et al.* (2002), estudando a epidemia de criptosporidiose na cidade de Clitheroe, no condado de Lancashire, região nordeste da Inglaterra, ocorrida em março de 2000, registraram uma variação de 0,1 a 0,9 oocistos por litro nas amostras de água de consumo.

Percorrendo todos os caminhos clássicos de um surto epidêmico associado ao abastecimento de água, a criptosporidiose ocorrida em Galway, Irlanda, na primavera de 2007, apresentou dois aspectos críticos, no âmbito do saneamento. O Lago Corrib, fonte de abastecimento de água, recebia o efluente da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da cidade e uma estação de tratamento de água mais antiga, que atende 30% da cidade, não possuía o processo de filtração.

A investigação epidemiológica, em Galway, chegou a registrar uma concentração de 5,25 oocistos por litro em uma das amostras coletadas no efluente da referida ETA. Não foram detectados oocistos nas amostras da ETA nova da cidade. O número de casos, confirmados em laboratório, foi de 236. O Conselho de Saúde do condado de Colway, considerando as prováveis omissões e sub notificações, estimou em 5000 o universo de casos. A ETE que fora projetada para tratar a vazão dos despejos de 250 residências tratava 800.

3.3.2 Registros de isolamentos de *Cryptosporidium* spp. no Brasil

Embora não haja, no Brasil, registros publicados de epidemias por criptosporidiose em inequívoca associação com a água de consumo, são vários os relatos de isolamentos de *Cryptosporidium* spp. de fezes humanas em eventos diarreicos. Schnack *et al.* (2003) investigaram os agentes em 94 casos de diarreia em crianças entre 0 e 5 anos de idade, atendidas no Centro de Saúde Municipal de Criciúma (SC), verificando que o *Cryptosporidium* spp. foi o microrganismo mais frequentemente isolado.

Antes desse relato, vários outros estudos, levantados por Hachich (2002), apontam para a prevalência do *Cryptosporidium* spp. em isolamentos em creches e de pacientes com AIDS, como em Sauda *et al.* (1993), em que esse protozoário foi isolado de 19,1% dos 131 pacientes do Centro de Referência para AIDS, na cidade de Santos, estado de São Paulo, em Wuhib *et al.* (1994) em pacientes HIV positivos de Fortaleza, em que os autores sugerem associação da infecção com a água de consumo.

Ainda, citados por Hachich (2002), Gennari-Cardoso *et al.* (1996) registraram prevalências de *Cryptosporidium* spp. em 4,26% das amostras de fezes diarreicas de crianças na cidade de Uberlândia, estado de Minas Gerais, e Tomps (1998) registrou prevalência de 24,0% em grupo etário humano de 1 a 3 anos na cidade de Perus, estado de São Paulo.

Baraldi *et al.* (1999), citados por Franco (2007), registraram prevalência de 9,7% para a criptosporidiose em pacientes portadores de HIV no município de Campinas, São Paulo. Heller *et al.* (2004) verificaram percentuais de 20,7 a 29,2% de oocistos nas fezes de população infantil em favelas de Belo Horizonte, MG, em três diferentes cenários de acesso a serviços de saneamento.

Em junho de 2008, dezenas de pessoas de um acampamento de uma grande companhia petrolífera, na cidade gaúcha de Rio Grande, procuraram assistência ambulatorial ante casos de diarreia. Foi solicitada determinação para *Cryptosporidium* spp. em 17 amostras de fezes, com registros de 100% de prevalência no grupo testado. As primeiras investigações sugerem associação à exposição ambiental como forma de transmissão (segundo informações colhidas junto a pessoal técnico da Coordenação-geral de Laboratórios da Secretaria de Saúde Ambiental do Ministério da Saúde).

Os achados epidemiológicos ou registros de casos de criptosporidiose no Brasil são escassos. Revelam fragilidades no processo de comunicação e registro do sistema de saúde pública e indícios de que o número de casos seja consideravelmente superior aos até então publicados ou documentados. Apesar dos esforços louváveis de alguns setores do sistema de saúde, nos âmbitos locais, regionais e federal, há muito que melhorar considerando a importância dessas informações para a implementação do controle dessa e de outras doenças associadas ao abastecimento de água.

3.3.3 Soroprevalência

Como já anteriormente discutida, a identificação da prevalência de *Cryptosporidium* spp., ou quaisquer outros agentes patogênicos, em populações ou grupos populacionais pode ser obtida, além do estudo dos sintomas e exames coprológicos, através da análise sorológica. Nessa técnica, os anticorpos IgG são pesquisados para dois grupos de antígenos, caracterizados pelos marcadores 15/17-kDa e 27-kDa. Esses dados permitem estimar a exposição de pessoas aos antígenos indicadores que caracterizam *Cryptosporidium* spp., em algum período de suas vidas (WHO, 2006a).

Taxas de soroprevalência tendem a ser muito superiores às taxas de prevalência avaliadas em exames coprológicos e mais elevadas em faixas etárias maiores. São notadamente superiores às taxas usuais em trabalhadores de fazendas que lidam com leite e derivados e em atendentes de creches (ZU *et al.*, 1992, KUHLS *et al.*, 1994 e EGOROV *et al.*, 2004 *apud* WHO, 2006a).

Em uma investigação de soroprevalência, Isaac-Renton *et al.* (1999) obtiveram, na Columbia Britânica, Canadá, diferentes percentuais em grupos de pessoas residentes em cidades com diferentes tipos de mananciais:

- Na população de uma cidade que era abastecida de aquífero subterrâneo, a taxa de soroprevalência foi de 33,2%. Os autores não relataram possíveis comprometimentos ao aquífero subterrâneo;
- A taxa de soroprevalência foi de 52,5%, na população cuja cidade era abastecida por manancial superficial. Os autores relataram que esse manancial apresentava proteção de suas margens;
- Em uma população que se abastecia de manancial superficial em foram registradas ocorrências de cistos de *Giardia*, a soroprevalência de *Cryptosporidium* spp. foi de 53,5%;
- Os autores relataram surto epidêmico de criptosporidiose na cidade do terceiro grupo de pessoas.

Frost *et al.* (2003) estudando níveis de exposição ao *Cryptosporidium* spp., em populações de duas cidades norte americanas, verificaram que pessoas de uma das cidades, abastecida por água tratada de manancial superficial, apresentava percentual mais elevado de marcadores sorológicos do grupo antigênico 15/17-kDa (54,0%) que as pessoas da cidade abastecida pelo sistema que captava água de lençol subterrâneo (30,3%). Os autores observaram que uma maior exposição, revelada pela soroprevalência, poderia ter significado fator de proteção da população à infecção.

Essa observação, registrada e discutida em outros estudos, deve ser melhor investigada epidemiologicamente, pois as evidências apontam para que uma contínua exposição da população a baixas concentrações de microrganismos patogênicos, pode exigir uma reavaliação da dose-resposta dessa população. Estudos de soroprevalência, embora possam implicar em indiscutíveis dificuldades metodológicas, representam importantes instrumentos epidemiológicos de definição do grau e de perfis de exposição das populações às doenças de veiculação hídrica em geral, e, notadamente à criptosporidiose.

3.4 Persistência e ocorrência ambiental do Cryptosporidium spp.

A característica de elevada persistência ambiental dos oocistos confere ao *Cryptosporidium* spp. característica peculiar de periculosidade. Isso implica maior desafio aos processos de controle desenvolvidos nos serviços responsáveis pelos sistemas públicos de esgotamento sanitário, uma vez que devem investir na redução dos lançamentos do esgoto doméstico, sem

tratamento capaz de remover oocistos, nos cursos d'água como forma de romper o ciclo da doença.

3.4.1 Persistência de *Cryptosporidium* spp. em diferentes condições ambientais

Conforme citado anteriormente, os oocistos podem ser detectados em alto número nas fezes de pessoas, chegando em momentos de pico a 10^5 a 10^7 por grama de fezes e em bezerros com semanas de nascimento, os registros de pesquisas apresentam diferentes valores para o número de oocistos nas fezes, variando de 10^5 a 10^9 por grama de fezes. Uma vez cheguem aos esgotos e ambientes aquáticos, esses oocistos podem persistir por até meses (WHO, 2006a; CASEMORE *et al.*, 1997 *apud* WHO, 2006a).

A parede dos oocistos confere consideráveis condições de resistência à agressões nos ambientes aquáticos. Walker *et al.* (1998), citados por USEPA (2001), apresentaram dados de revisões de estudos de bancada e de campo indicando que, em condições de baixas temperaturas e ausência de luz, oocistos podem sobreviver por 6 meses a até 12 meses em água com baixa turbidez.

Em condições naturais, a taxa de redução no número de oocistos de *Cryptosporidium* spp. em ambientes aquáticos é da ordem de 0,005 a 0,037 unidades log por dia. Estudos de King *et al.* (2005), citados em WHO (2006a) sobre longevidade de oocistos em água doce em diferentes temperaturas, mostraram redução diária de 0,095, 0,048, 0,011 e $< 0,01$ log em temperaturas de 25, 20, 15 e 4°C, respectivamente. Em águas estuarinas os oocistos podem persistir por mais que 12 semanas a 20°C com salinidade inferior à do mar, e neste, com uma maior salinidade, a sobrevivência média é de 4 semanas (WHO, 2006a).

A temperatura da água foi avaliada em outros estudos como em Fayer *et al.* (1998) citados por USEPA (2001), em que oocistos mantinham sua infecciosidade por até uma semana em temperatura de -10°C, e até 24 semanas a 20°C. A infecciosidade parece ser perdida sob condições de congelamento, liofilização, fervura ou aquecimento acima de 60°C por 5 a 10 minutos, embora Anderson (1985), citado por USEPA (2001), tenha observado a perda de infecciosidade com aquecimento de oocistos já a 45°C, por até 20 minutos.

Em ausência de congelamento, águas naturais em baixas temperaturas favorecem a sobrevivência, ou persistência de oocistos. Aquíferos subterrâneos podem manter a

inefeciosidade de oocistos por semanas. Há estudos demonstrando a atividade de degradação das superfícies externas dos oocistos por bactérias no meio natural (USEPA, 2001).

3.4.2 Ocorrência em esgoto bruto, tratado e águas residuárias

De uma forma geral, a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. no esgoto doméstico, não tratado ou durante as fases de tratamento, é enormemente variável. As concentrações de ocorrências de oocistos registradas dependem de vários fatores, incluindo a prevalência da criptosporidiose na população, dos fatores bióticos intrínsecos ao microrganismo e dos abióticos inerentes ao esgoto e águas residuárias, além das técnicas de amostragem e de detecção aplicadas.

Rose *et al.* (1986), citados em WHO (2006a), obtiveram um percentual de 67% de amostras positivas, obtidas de esgotos domésticos brutos de São Petersburgo, Flórida (EUA) para oocistos de *Cryptosporidium* spp. com uma concentração média em $1,5 \times 10^3$, e máxima de $1,2 \times 10^4$ oocistos por litro. Cerca de 43% das amostras desse esgoto tratado em nível secundário foram positivas para *Cryptosporidium* spp., com uma média de $1,4 \times 10^2$ oocistos por litro, em resultados cuja concentração máxima foi de $1,1 \times 10^3$ oocistos por litro, com uma remoção de 1 log.

Robertson *et al.* (2006) avaliaram o esgoto bruto em 40 estações de tratamento de várias cidades da Noruega e verificaram positividade em 80% das amostras, em concentrações próximas a $2,0 \times 10^4$ oocistos por litro. Os autores observaram remoção da ordem de 0,5 log nos tratamentos e concluíram pelo risco do lançamento desses efluentes nos corpos d'água.

Em ETEs de Israel, o número de oocistos de *Cryptosporidium* spp. variou entre $3,0 \times 10^2$ e $7,7 \times 10^3$ por litro, com uma eficiência de remoção de 93%, resultando em uma contagem média de $5,0 \times 10^1$ oocistos por litro no efluente secundário (WHO, 2006a). Chauret *et al.* (1999), em um estudo canadense sobre ocorrência e remoção de oocistos em esgotos domiciliares, relataram concentração de oocistos de $5,0 \times 10^1/L$, no efluente tratado do complexo Ottawa-Carleton.

Medema *et al.* (2001), investigando duas estações de tratamento de esgoto na Holanda, registraram concentrações no esgoto bruto e pós tratamento primário por decantação entre $5,4 \times 10^2$ e $4,6 \times 10^3$ oocistos por litro e $1,7 \times 10^1$ a $2,5 \times 10^2$ oocistos por litro no efluente tratado

da etapa de tratamento biológico. Cardoso *et al.* (2003), citados por Fernandes (2007), obtiveram em ETEs de Porto Alegre, Brasil, concentrações de 10,4/L no efluente tratado. Heller *et al.* (2004) registraram concentrações de 10^2 a 10^4 oocistos de *Cryptosporidium* spp. por litro nos esgotos brutos de Belo Horizonte, MG.

3.4.3 Ocorrência em águas naturais

Dependente de sua prevalência na população, dos níveis de tratamento de esgotos domésticos praticados no país ou região, do aporte de fezes animais, domésticos e selvagens e do grau de proteção exercido nas bacias hidrográficas, a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. nos ambientes aquáticos em geral é caracterizada por alta variabilidade numérica. Somadas às limitações e às diferenças de recuperação dos métodos analíticos aplicados em sua investigação, as definições das concentrações de oocistos nos mananciais ainda é processo que exige cuidado de execução e interpretação (WHO, 2006a).

A variabilidade numérica de oocistos em águas naturais é diretamente influenciada pelas precipitações pluviométricas e características intrínsecas do ambiente aquático. Mananciais lóticos tendem a apresentar, em geral, médias mais elevadas em concentrações de oocistos que os lênticos, e os dois ambientes mais que os subterrâneos. Em bacias e corpos d'água sem proteção da ocupação marginal e com registros de lançamentos de resíduos, a ocorrência de oocistos acompanha os níveis de poluição fecal (WHO 2006a).

Em estudos quanto à influência de chuvas sobre a ocorrência de oocistos em ambientes aquáticos, Stewart *et al.* (1997), citados em WHO (2006a), observaram a elevação de 10 a 100 vezes a concentração de oocistos durante períodos chuvosos em relação aos não-chuvosos. Diversos relatos sobre ocorrências de oocistos em mananciais têm sido associadas ao aporte de material fecal devido às atividades pecuárias próximas aos locais de investigação. Em um desses relatos, Kistemann *et al.* (2002) associaram a elevação de concentrações de oocistos às primeiras chuvas registradas.

Há divergências, na literatura, quanto à existência de correlações entre ocorrências de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e dos indicadores usuais de poluição fecal, como *Escherichia coli* e espécies fecais do gênero *Enterococcus* (CARMENA *et al.*, 2007; HÄNINNEN *et al.*, 2005; BONADONNA *et al.*, 2002). A OMS (WHO, 2006a) apresenta uma tendência de ocorrência de oocistos e *E. coli* em vários níveis de poluição de bacias, a partir de um levantamento de

10.810 amostras, relatadas de ocorrências em 13 países em todo o mundo, esquematizado na Tabela 3.6.

Tabela 3.6: Previsibilidade de ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e de *E. coli* em função do impacto observado na bacia de abastecimento.

Condição da Bacia	Características da Bacia	Concentração <i>E.coli</i> NMP ou UFC/100 mL	Concentração estimada de <i>Cryptosporidium</i> spp.
Muito protegida	Sem assentamentos humanos e atividades de agricultura e pecuária. Proteção ecológica; presença eventual de animais selvagens.	Tipicamente menor que 1 <i>E. coli</i> por 100 mL.	Oocistos podem, esporadicamente, estar presentes; concentração média foi estimada em 0,001 oocisto por litro.
Protegida	Assentamentos humanos dispersos e reduzida atividade agrícola. Não é observado aporte de despejos humanos ou de pecuária. Animais selvagens presentes. Barragens com proteção.	Varia entre 1 a 10 <i>E. coli</i> por 100 mL.	Presença de oocistos é infrequente e a concentração média foi estimada em 0,01 oocisto por litro.
Moderadamente poluída	Áreas com pequenos condomínios, vilas e agricultura não intensiva. Não há lançamentos de esgotos nos córregos.	A média das concentrações é obtida em contagens entre 10 e 100 <i>E. coli</i> por 100 mL.	Oocistos estão ocasionalmente presentes e sua concentração média foi estimada em 0,1 oocisto por litro.
Poluída	Ocorrência de pequenas comunidades e agricultura de subsistência. Não há lançamentos pontuais de esgoto nos córregos e a captação não sofre influência direta dos principais lançamentos.	A média das concentrações é obtida em contagens entre 100 e 1000 <i>E. coli</i> por 100 mL.	Oocistos estão geralmente presentes e sua concentração média foi estimada em 1 oocisto por litro.
Muito poluída	Cidades de pequeno e médio porte e/ou atividades pecuárias intensivas lançam seus despejos nos córregos; à montante da captação de água.	A média das concentrações é obtida em contagens entre 1000 e 10000 <i>E. coli</i> por 100 mL.	Oocistos estão geralmente presentes e sua concentração média foi estimada em 10 oocistos por litro.
Severamente poluída	Grandes cidades e/ou intensas atividades pecuárias lançam despejos, sem tratamento, nos mananciais e o ponto de captação sofre influência direta desses despejos.	As contagens são predominantemente superiores a 10.000 <i>E. coli</i> por 100 mL.	Oocistos estão quase sempre presentes e sua concentração média foi estimada em ≥ 100 oocistos por litro.

Fonte: adaptado de WHO (2006a).

Além da ocorrência, a concentração de oocistos nas águas superficiais varia consideravelmente. A revisão elaborada por Rose e Slifko (1999) *apud* USEPA (2001) sobre ocorrência e concentrações de oocistos nas águas superficiais dos Estados Unidos, até aquele ano, mostrou ocorrências entre 9,1 a 100% e concentrações entre 0,003 a $1,0 \times 10^3$ oocistos por litro. Em um estudo mais recente, realizado em águas superficiais naquele país, a agência

de proteção ambiental americana (USEPA, 2001) verificou que 85% dos mananciais superficiais avaliados apresentaram positividade para oocistos de *Cryptosporidium* spp.

3.5 Cryptosporidium e os padrões de qualidade da água de consumo

3.5.1 Fragilidade do monitoramento e dos indicadores convencionais

O reconhecimento das limitações dos processos convencionais de tratamento, da fragilidade na aplicação dos indicadores usuais da eficiência de remoção e inativação dos microrganismos patogênicos de maior resistência e das dificuldades dos processos analíticos na detecção desses microrganismos têm exigido a revisão dos critérios de avaliação da qualidade microbiológica da água de consumo (BASTOS *et al.*, 2001).

Allen *et al.* (2000) salientam a relatividade do monitoramento de patogênicos, incluindo do *Cryptosporidium* spp., como abordagem de controle microbiológico da água, listando uma série de incertezas e limitações desse processo na garantia de qualidade microbiológica e abastecimento de água adequada ao consumo humano. Os autores destacam a variabilidade e as baixas concentrações de oocistos nas fontes, em condições normais, e a indefinição da viabilidade e infecciosidade dos oocistos pelas técnicas atuais de detecção como principais fatores da fragilidade do simples monitoramento.

As baixas concentrações de microrganismos nas água deveriam levar à concentração de maiores volumes nas técnicas de detecção e à implementação de coletas mais frequentes no monitoramento, o que, ainda segundo Bastos *et al.* (2001) citando Allen *et al.* (2000), são medidas restritas pelo custo dessas análises. Rose *et al.* (2001) *apud* Karanis *et al.* (2007), entretanto, ressaltam que, embora o custo do monitoramento seja oneroso, arcar financeiramente com epidemias na população representa custo maior à sociedade.

Outras estratégias de controle, considerando o custo e fragilidades do monitoramento, podem ser implementadas nos sistemas de abastecimento, de acordo com Bastos *et al.* (2001), citando Craun *et al.* (1998) e Allen *et al.* (2000), como:

- inspeção sanitária das fontes de abastecimento e respectivas bacias de captação, com especial atenção para o tipo de uso e ocupação do solo e potenciais fontes de poluição;
- programas de proteção de bacias e fontes de abastecimento;

- rigoroso controle operacional dos processos unitários de tratamento, como a otimização da coagulação, controle das carreiras e taxas de filtração e controle da desinfecção;
- rigoroso controle da qualidade da água ao longo do processo de tratamento com especial atenção para os valores de turbidez da água decantada e filtrada;
- integração entre as ações de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e de vigilância epidemiológica.

Essas e outras ações implementadas ao longo do processo de abastecimento de água constituem instrumentos de controle dentro do conceito de Barreiras Múltiplas, que com outros instrumentos de gestão, como a Avaliação do Risco e a Avaliação de Perigo e Pontos Críticos de Controle (APPCC), estão inseridos no Plano de Segurança da Água, PSA, estruturado nos Guias para a Qualidade da Água de Consumo (GQAC) da OMS, em sua terceira edição de 2004, e suplementados em 2006.

A nova abordagem do controle microbiológico da água de consumo envolve as áreas ambiental, do saneamento e da saúde, em uma visão gerencial do risco, incorporada no PSA. A Figura 3.1 procura sistematizar essa abordagem inserindo a avaliação do risco no conceito de barreiras múltiplas e das interações de saúde pública, saneamento e ambiente para o controle do *Cryptosporidium* spp. como parâmetro de referência.



Figura 3.1: Esquema das interações entre ambiente, saneamento e saúde pública na abordagem de gerenciamento do risco microbiológico da água com ênfase ao controle do *Cryptosporidium* spp. Fonte: elaboração própria.

No âmbito do saneamento, o controle microbiológico da qualidade da água, centrado no controle do *Cryptosporidium* spp., é dependente de três principais aspectos previstos no ciclo esquematizado na Figura 3.1:

- ocorrência e concentração de oocistos na fonte;
- técnicas de sua remoção e/ou inativação;
- padrões, guias ou diretrizes que sirvam de base para a definição de limites, valores máximos desejáveis ou permitidos na água tratada.

As ocorrências são dependentes de situações inerentes às fontes selecionadas e mantidas para a captação, do uso e ocupação do solo em que se situa a bacia de captação, das políticas de proteção dos ambientes aquáticos, das políticas de tratamento dos esgotos domésticos gerados. As concentrações verificadas nessas ocorrências pressionam os sistemas de abastecimento na adoção de técnicas adequadas à remoção e/ou inativação dos oocistos. A passagem, eventual ou contínua, de oocistos pelo tratamento determina o risco de exposição da população ao *Cryptosporidium* spp. e o perfil de prevalência, dos casos e dos surtos na população (WHO, 2006b).

3.5.2 Guias da OMS e diretrizes de alguns países no controle do *Cryptosporidium* spp.

Os GQAC (WHO, 2006b) não estabelecem limites para a concentração de oocistos na água de consumo, salientando que é necessário considerar as diretrizes em um contexto local, regional ou nacional. A partir de uma revisão dos estudos científicos e das experiências internacionais de remoção e inativação de oocistos, esses guias dispõem diferentes processos e técnicas de tratamento, com suas respectivas remoções como suporte à tomada de decisões por parte dos responsáveis pelos sistemas de abastecimento.

As taxas de incidências de criptosporidiose na população, registros de casos e surtos, resultados de experimentos com animais e voluntários humanos, adultos e saudáveis, dados de exposição diária à água de consumo podem ser utilizados para a adoção do risco de infecção na população. Em lugar de determinar um valor guia, a adoção de um risco aceitável de infecção deve orientar o direcionamento dos processos de controle à produção de uma água segura e adequada ao consumo. Cabe à autoridade sanitária estabelecer esse risco (WHO, 2006b).

Essa mesma abordagem é adotada e assumida em diversos países que estabelecem diretrizes de controle microbiológico da água de consumo, com foco no controle do *Cryptosporidium* spp. como microrganismo referência. Os países que compõem a União Europeia, através da EUREAU, que congrega as associações dos serviços de abastecimento de água de consumo e do tratamento de esgotos desses países, estabeleceram diretrizes para o controle da qualidade microbiológica da água (EUREAU, 2008).

Em vigor desde 1998 a Diretriz para Água de Consumo, 98/83/EC, em uma de suas últimas revisões, adotaram os mesmos princípios da análise e gerenciamento do risco que compõem o

Plano de Segurança da Água, ao qual se insere o controle dos microrganismos patogênicos, identificados como de referência para garantia da qualidade microbiológica da água de consumo, propostas nos GQAC da OMS de 2004 (EUREAU, 2008).

Os guias para a qualidade da água de consumo do Canadá, editados pela autoridade institucional federal de saúde “Health Canada”, publicados em abril de 2004, não são diferentes em sua abordagem de análise do risco para estabelecer o controle da qualidade microbiológica da água de consumo. Não estabelecem, esses guias, limites para as concentrações máximas aceitáveis (MACs) para protozoários patogênicos, mas determinam a adoção do conceito de barreiras múltiplas para o seu controle (CANADÁ, 2004).

A Austrália, da mesma forma que o Canadá, não estabeleceu limites máximos de contaminação ou da concentração de patógenos na água consumo em seus guias, editados em 2004, pela *National Health and Medical Research Council e Natural Resource Management Ministerial Council*. A abordagem para o controle dos microrganismos patogênicos, incluindo o *Cryptosporidium* spp. é a do conceito das barreiras múltiplas e avaliação do risco com procedimentos para a proteção das fontes de abastecimento de água, controle de eficiência das técnicas e processos de tratamento e manutenção da integridade da rede de distribuição (AUSTRÁLIA, 2004).

Apesar dos inequívocos avanços ao incorporar o conceito de barreiras múltiplas, além dos instrumentos de gestão previstos no PSA, como a análise do risco, a investigação epidemiológica e a inspeção sanitária, a Portaria 518 (BRASIL, 2004) como discutido por Bastos *et al.* (2001) apenas tangencia a questão do controle dos microrganismos patogênicos em água de abastecimento, ao recomendar a pesquisa de *Cryptosporidium* spp., *Giardia* sp. e enterovirus.

Nessa Portaria 518, a exigência de que a água dos mananciais superficiais sejam filtrados soma-se à associação da redução da turbidez a valores inferiores a 0,5 uT nos efluentes de filtros, associando esse resultado à redução do risco de traspasse de microrganismos pelo tratamento da água de consumo. Para os demais microrganismos patogênicos, além dessas medidas, a exigência da manutenção de residuais de desinfectantes na água distribuída complementa o processo de controle microbiológico da água de consumo (BRASIL, 2004).

3.5.3 Regulamentos do Reino Unido, dos E.U.A e da Nova Zelândia

Alguns países avançaram ao estabelecer critérios e mecanismos de controle da qualidade microbiológica da água de consumo, seja por uma abordagem de monitoramento da água tratada, como no Reino Unido, seja pela adoção e definição de técnicas de tratamento para o controle do *Cryptosporidium* spp., como os Estados Unidos e a Nova Zelândia. Esses dois últimos países adotaram, dentro das metas de saúde pública, o risco aceitável para infecções por *Cryptosporidium* spp. de 1 caso por 10.000 pessoas por ano (USEPA, 2001; NOVA ZELÂNDIA, 2005).

No Reino Unido, os guias para a avaliação do risco atribuível à ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. em abastecimento público de água de consumo foram editados pela *Drinking Water Inspectorate* – DWI, em atendimento à legislação para a água de 1999. Essa legislação requer, das prestadoras de serviços de abastecimento de água, aplicar a avaliação do risco para cada sistema operado (REINO UNIDO, 2008).

Foram publicadas, pela Secretaria de Estado do Reino Unido, orientações de condução dessa avaliação, de tal forma que aqueles sistemas em que forem identificados riscos significativos devem promover um programa de amostragem e análise contínua da água produzida na investigação da ocorrência de *Cryptosporidium* spp. Essa continuidade no monitoramento é traduzida em amostragens diárias até um volume total de 1000 litros da água produzida (REINO UNIDO, 2008).

O critério de avaliação da eficiência de remoção e/ou inativação de oocistos de *Cryptosporidium* spp. na água tratada deve ser baseado em uma concentração limitada a 10 oocistos por 100 litros de água produzida. Esse limite, segundo a DWI, não deve ser entendido como um padrão de qualidade, mas uma referência de remoção, pelos responsáveis por sistemas de tratamento (REINO UNIDO, 2008).

Nos Estados Unidos, a legislação define, especificamente, critérios para o controle dos microrganismos patogênicos em água de consumo, baseando-se em princípios adotados em toda a série sequencial de regulamentações, descrita na Tabela 3.7, e que podem ser resumidos:

- o risco associado a uma dada concentração de microrganismos patogênicos, que a partir de 2002, foi direcionado ao controle de oocistos de *Cryptosporidium* spp.;
- a ocorrência identificada de oocistos de *Cryptosporidium* spp. na fonte de captação;
- a validação de metodologias analíticas que permitam estabelecer as concentrações desses oocistos;
- o uso de técnicas de tratamento que garantam as reduções das concentrações iniciais de oocistos em níveis compatíveis com o risco aceitável adotado.

A Tabela 3.7 resume as principais orientações e critérios estabelecidos para o controle de microrganismos nas regulamentações norte americanas. A *Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule – LT2ESWTR* – com edição final em janeiro de 2005, apresentada em forma resumida nesse quadro, é objeto de maiores detalhamentos nos itens seguintes desta revisão. Os valores de log de remoção são baseados nos cálculos logarítmicos da concentração inicial de oocistos na água da fonte e da concentração final de oocistos após a filtração da água.

A definição da associação do risco às concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* spp. pela USEPA foi possibilitada pelos resultados verificados em centenas de relatos de ocorrências em diferentes tipos de ambientes aquáticos, em todo o território americano, nas eficiências de remoção e inativação observadas em diversos estudos nas estações de tratamento de água, em escala real e em estudos em escala piloto (USEPA, 2006).

A regulamentação para o controle da qualidade da água em vigor nos EUA, a *LT2ESWTR*, adota a orientação para técnicas de remoção e/ou inativação mínimas necessárias para a redução da concentração de oocistos observada na água da fonte em um nível que não determine um risco superior ao adotado como aceitável. Essa orientação é principalmente direcionada aos sistemas que são abastecidos por fontes de águas superficiais e, notadamente, por mananciais lóticos (USEPA, 2006).

Tabela 3.7: Regulamentações da USEPA para o controle de microrganismos em água de abastecimento.

Regulamento	Aplicação	Definições relativas aos microrganismos
<i>Surface Water Treatment Rule – SWTR</i> - junho de 1989	Todos os sistemas que utilizam águas superficiais e subterrâneas com interferência de águas superficiais	Nível máximo desejável de contaminação igual a zero para <i>Giardia intestinalis</i> , <i>Legionella</i> e vírus; Requerimentos para tratamento: Filtração ou processo equivalente Manutenção de residual Cl na rede Remoção/inativação de 3 log para <i>G. intestinalis</i> e 4 log para vírus Turbidez máxima de 5 uT e 0,5 uT em 95% na água filtrada para SAAs com ciclo completo e filtração direta Programa de proteção na bacia para abastecimentos sem filtração
<i>Total Coliform Rule – TCR</i> – junho de 1989	Todos os sistemas	Nível máximo desejável de contaminação igual a zero para Coliformes Totais e C. termotolerantes ≤ 5% amostras com presença Coliformes na rede para sistemas com ≥40 amostras / mês e ≤1 amostra positiva p/ Coliformes para os demais sistemas Ausência para C. termotolerantes
<i>Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule – IESWTR</i> – dezembro de 1998 Foi editada em conjunto à <i>Stage 1 Disinfectants and Disinfection Byproducts Rule</i>	Sistemas que abastecem ≥ 10.000 habitantes e utilizam águas superficiais e subterrâneas com interferência de águas superficiais	Nível máximo desejável de contaminação igual a zero para <i>Cryptosporidium spp.</i> 2 log remoção para <i>Cryptosporidium spp.</i> Controle de <i>Cryptosporidium spp.</i> em sistemas que utilizam águas subterrâneas com interferência de águas superficiais e em mananciais que abastecem sistemas sem filtração Máximo para turbidez efluente filtrado: 1 uT (≤ 0,3 em 95% das medições mensais para sistemas com ciclo completo e filtração direta) Monitoramento para turbidez individual por filtro Relação desinfecção adequada x formação de seus sub produtos Exigência para cobertura de reservatórios de água tratada Inspeção sanitária obrigatória para todos SAAs
<i>Filter Backwash Recycle Rule – FBRR</i> – junho de 2001	Todos os sistemas que adotam a recirculação da água de lavagem dos filtros	Sistemas devem considerar o risco associado à recirculação Água recirculada deve retornar à montante da adição de coagulante Sistemas que usam filtração direta devem informar autoridades estaduais de saúde sobre o sistema
<i>Long Term 1 Enhanced Surface Water Treatment Rule – LT1ESWTR</i> – janeiro de 2002	Sistemas que abastecem <10.000 habitantes e utilizam águas superficiais e subterrâneas com interferência de águas superficiais	Orientações da <i>IESWTR</i> extensivas aos pequenos sistemas 2 log remoção para <i>Cryptosporidium spp.</i> Monitoramento para turbidez individual por filtro Valores mais restritivos para turbidez de água filtrada (≤ 0,3 a 0,1 uT) Exigência para cobertura de reservatórios de água tratada
<i>Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule – LT2ESWTR</i> – Edição final em janeiro de 2005	Todos os sistemas que utilizam águas superficiais e subterrâneas com interferência de águas superficiais	Monitoramento de <i>Cryptosporidium spp.</i> na água da fonte para sistemas que abastecem > 10.000 habitantes e que apresentam médias de <i>E. coli</i> > 50/100 mL para mananciais lóticos e > 10 para mananciais lênticos Monitoramento para <i>E. coli</i> e turbidez nas fontes Enquadramento de sistemas em categorias em função das concentrações médias de <i>Cryptosporidium spp.</i> Estabelecimento de eficiências mínimas em log remoção/inativação de oocistos Disponibilidade de sugestões de técnicas e processos de tratamento Critérios de controle de <i>Cryptosporidium spp.</i> para sistemas com reservatórios de água tratada sem cobertura

Fonte: (USEPA, 2006).

A regulamentação americana *LT2ESWTR* (USEPA, 2006) não direciona o controle de microrganismos patogênicos, principalmente o *Cryptosporidium* spp., para a água tratada pelo grande volume de amostra necessário para alcançar o limite de detecção de 1 oocisto em uma concentração equivalente ao risco aceitável de 10^{-4} na população exposta por ano, ou de cerca de $2,7 \times 10^{-7}$ para um risco diário. Esse volume deveria ser entre 30.000 e 100.000 litros para uma concentração próxima a 0,003 oocisto por 100 litros, ou $3,0 \times 10^{-5}$ /L.

A concentração de 0,003 oocisto por 100 litros, de acordo com o risco proposto pela USEPA (USEPA, 2006) é cerca de 3.000 vezes mais restritiva que o limite adotado pela legislação inglesa de < 10 oocistos/ 100 litros (REINO UNIDO, 2008). A partir da concentração adotada no Reino Unido, o risco anual seria em torno de 10^{-1} . A meta em saúde inglesa seria mais realista ou conservativa que a americana?

A *LT2ESWTR* (USEPA, 2006) estabelece categorias para os sistemas de abastecimento em função das concentrações médias de oocistos detectados, em um plano de monitoramento das águas das fontes. Cada categoria direciona o sistema a um nível mínimo de remoção provido por uma técnica de tratamento. A Figura 3.2 ilustra essa diretriz norte americana.

O monitoramento da água na fonte para oocistos de *Cryptosporidium* spp. deve ser realizado por coletas de 10 litros de amostras, com frequência mensal, em um período de 24 meses (24 amostras), com a média das concentrações sendo calculada a partir dos 12 maiores valores de oocistos. Outra opção de amostragem, com frequência quinzenal, em um período de 24 meses (48 amostras), com a média das concentrações sendo calculada nas 48 amostras.

Os log remoção adicionais necessários ao sistema que se enquadra nas categorias 2, 3 e 4 devem ser obtidos por uma série de processos denominada na *LT2ESWTR* (USEPA, 2006) como *Microbial Toolbox*, que dispõe processos de tratamento e ações de controle ao *Cryptosporidium* spp., definindo critérios para se obter os créditos (em log remoção/inativação), abrangendo programas de proteção e seleção de fontes de abastecimento, opções de processos para prefiltração, de filtração e de inativação.

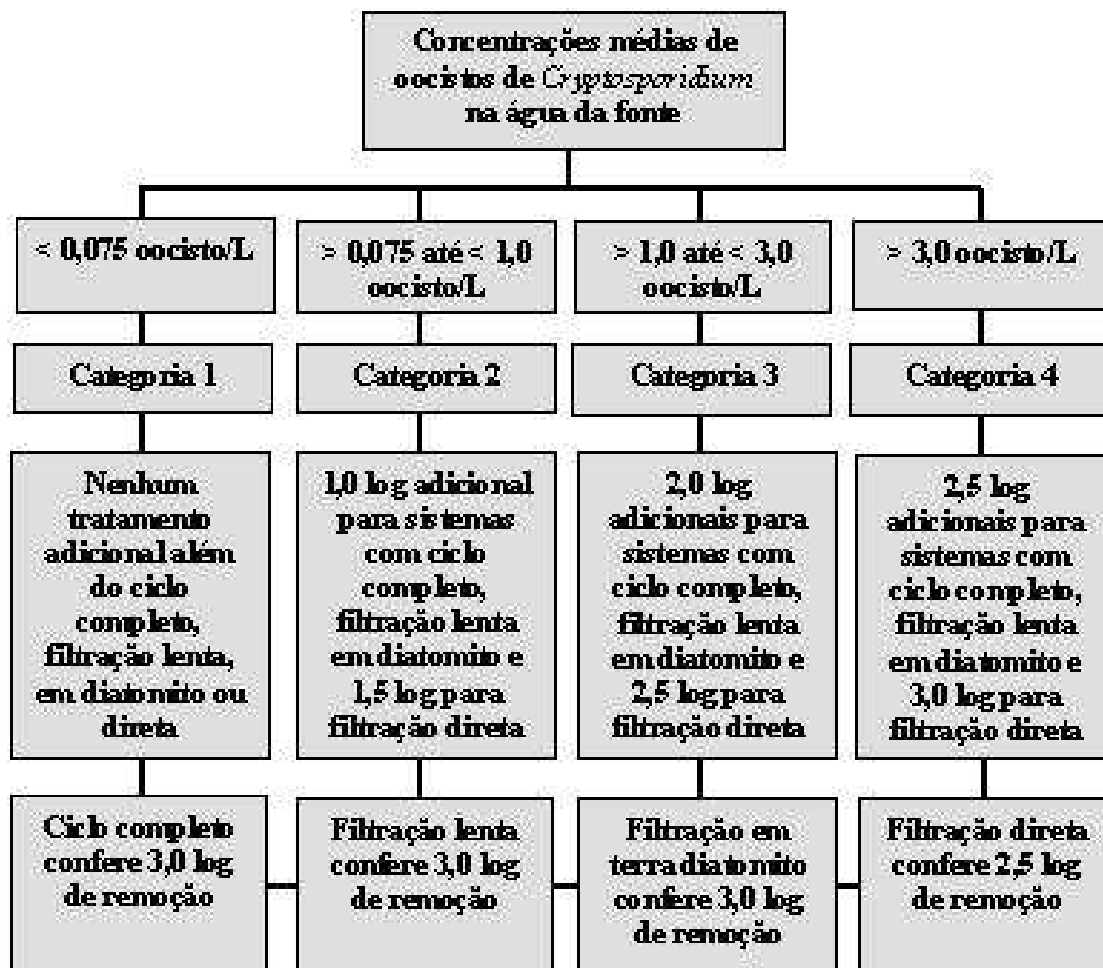


Figura 3.2: Categorias em que devem se enquadrar os sistemas que abastecem mais de 10.000 pessoas e os respectivos valores em log remoção/inativação para a redução da concentração inicial de oocistos na água da fonte (USEPA 2006 e CORNWELL *et al.*, 2003).

Os valores de log remoção conferidos ou atribuídos às técnicas de tratamento descritas no *Microbial Toolbox* são creditados aos sistemas que demonstrem adequada operação dos processos de tratamento, unitariamente e em conjunto. Essa demonstração de desempenho, a ser realizada pelo sistema, pode ser feita utilizando esporos, aeróbios e anaeróbios, uma vez que vários estudos comparativos com esses candidatos a indicadores de eficiência de remoção e inativação, mostraram correlações promissoras em relação à remoção de oocistos.

As bactérias esporogênicas aeróbias, como o *Bacillus subtilis*, são autóctones do ambiente aquático, estando presentes, geralmente, em concentração suficiente para que se avalie o nível de log remoção ou inativação do tratamento aplicado nos sistemas.

Os padrões para água de consumo humano da Nova Zelândia, editados por seu ministério da saúde, em agosto de 2005, reúnem a abordagem da OMS para o PSA, naquele país denominado de *Public Health Risk Management Plan – PHRMP*, os critérios orientados para o tratamento da água segundo a *LT2ESWTR* da USEPA, e um valor máximo aceitável – VMA, para controle de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp. inferior a 1 (oo) cisto por 100 L (NOVA ZELÂNDIA, 2005).

Os padrões neozelandeses ressaltam que o VMA estabelecido para o *Cryptosporidium* spp. deve ser adotado em propósitos de regulamentação, não representando, entretanto, segundo esses padrões, relação dose-resposta que possa ser aplicado na definição de concentrações aceitáveis de patogênicos em água de consumo. Esses padrões categorizam os parâmetros selecionados para o controle da água de consumo em quatro prioridades de monitoramento, estando os microrganismos patogênicos classificados como prioridade 1 (NOVA ZELÂNDIA, 2005).

As regulamentações americanas (USEPA, 2006) e neozelandesas (NOVA ZELÂNDIA, 2005) ao adotarem um risco aceitável de 10^{-4} infecções por pessoa por ano (ou seja, uma infecção em 10.000 exposições) e, por consequência, um risco diário de $2,76 \times 10^{-7}$, possibilitam a continuidade da análise do risco, que, além da avaliação do risco, incorpora o gerenciamento do risco e a comunicação do risco.

Ao avaliar seu risco diário ou anual de infecção, o sistema de abastecimento, conhecendo a meta em saúde e o risco aceitável adotado pelas autoridades sanitárias do estado ou país, poderá estabelecer ações preventivas de redução da concentração de oocistos no manancial e/ou adotar seleção de tratamento que remova e/ou inative os oocistos detectados a uma concentração compatível ao risco aceitável adotado (WHO, 2006a).

Como orientação geral, o sistema de abastecimento, conhecendo a concentração média de oocistos na fonte e o risco anual aceitável do risco a ser alcançado poderá avaliar o nível em log remoção a ser obtido pelo processo ou técnica de tratamento. A Figura 3.3, adaptada da regulamentação norte-americana (USEPA, 2006) apresenta a relação entre esses três fatores de gerenciamento do risco.

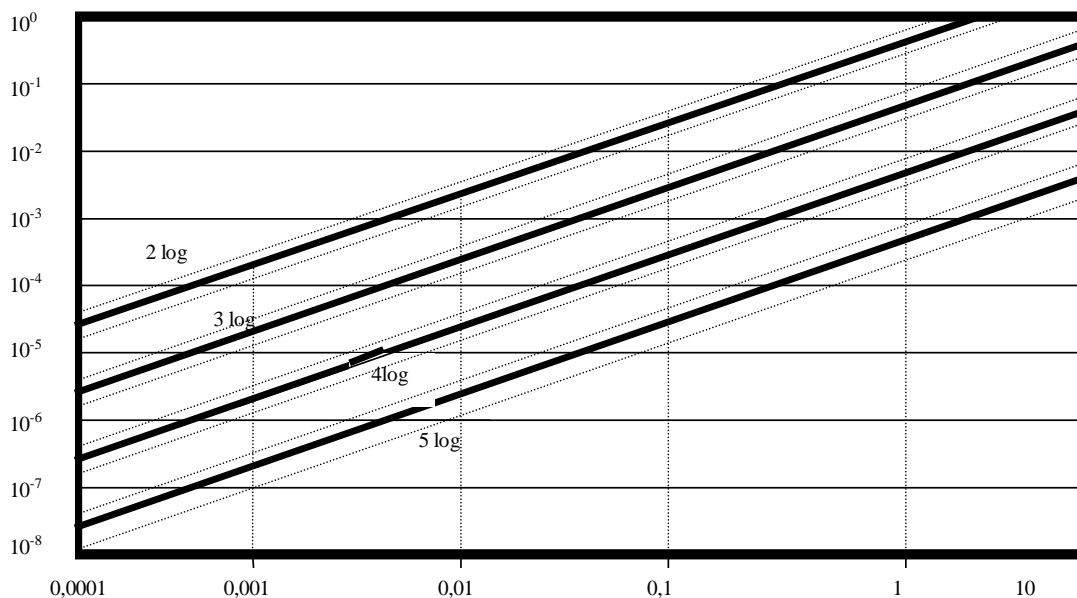


Figura 3.3: Risco anual de infecção por *Cryptosporidium* spp. como função da concentração de oocistos infecciosos na água bruta e da eficiência (em log) da sua remoção/inativação (USEPA, 2006). Eixo x = concentração de oocistos (número/litro) infeccioso na água da fonte e eixo Y = média anual do risco de infecção.

O componente comunicação do risco, que integra a análise do risco deve envolver a vigilância ambiental em saúde, em seus níveis locais (ou municipais), estaduais e federal, como forma de legitimar o processo. Além disso, é fundamental que as dificuldades em obter uma água dentro de um risco aceitável seja compartilhada com toda a comunidade envolvida nesse processo.

No Brasil, as metas em saúde, recomendadas na Portaria 518 do Ministério da Saúde, para o controle da ocorrência e avaliação do risco de infecção por *Cryptosporidium* spp., *Giardia* sp. e enterovirus devido o consumo de água embora não tenham sido estabelecidas de forma operacional permitem associá-las ao gerenciamento dos sistemas de abastecimento pelas mesmas ferramentas adotadas pela OMS em seus guias.

Como processo de controle e alcance da meta de ausência desses microrganismos nos efluentes da água filtrada, essa legislação determina valores predominantes de turbidez inferiores a 0,5 uT e residuais de desinfectantes nunca inferiores a 0,2 mg/L. Como orientações para a minimização do risco microbiológico em geral estabelece programas de proteção dos mananciais e a adoção de boas práticas de tratamento pelos sistemas de abastecimento.

3.6 Controle pela técnica de tratamento

A abordagem do controle do *Cryptosporidium* spp. pela seleção da melhor técnica de tratamento, em função da concentração de oocistos nas fontes e das metas em saúde ou dos limites aceitáveis do risco tem sido dotada em alguns países. Dentro do conceito de barreiras múltiplas, essa abordagem apropriada dados da redução ambiental, observada principalmente em mananciais lânticos, a eficiência avaliada e publicada para as eficiências de técnicas de pré-tratamento e técnicas convencionais de tratamento, além de processos avançados de remoção e inativação (WHO, 2006a; USEPA, 2006; HACHICH, 2002; LeCHEVALLIER e AU, 2004; TEUNIS *et al.*, 1999; MEDEMA *et al.*, 1998).

3.6.1 Redução em mananciais e em processos de pré-tratamento

3.6.1.1 Redução de oocistos em mananciais de abastecimento

Dados já referenciados de soroprevalência e escassos registros de ocorrência de oocistos em aquíferos subterrâneos têm demonstrado o grau de proteção que esses ambientes conferem à água destinada ao abastecimento público. Apesar de haver registros epidemiológicos, atribuindo à aquíferos subterrâneos a responsabilidade em casos de criptosporidiose, entre outras doenças, é inegável a maior proteção conferida por esses ambientes (WHO, 2006a).

Contudo, a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. em aquíferos subterrâneos destinados ao consumo humano assume alto perigo considerando que o único tratamento comumente aplicado nesse tipo de abastecimento é a desinfecção, sabidamente ineficaz no controle desse microrganismo, nas condições usuais de aplicação (WHO, 2006a).

Hancock *et al.* (1998), citados em WHO (2006a), observaram ocorrência de cistos de *Cryptosporidium* spp. e/ou cistos de *Giardia* sp. em 12% dos aquíferos subterrâneos dos Estados Unidos. A regulamentação norte-americana em vigor (USEPA, 2006), destinada ao controle de *Cryptosporidium* spp., é direcionada aos mananciais superficiais e aos subterrâneos sob influência direta de mananciais e aportes superficiais.

Estudos de soroprevalência realizados por Frost *et al.* (2003) e Isaac-Renton *et al.* (1999) evidenciaram maior exposição de moradores em cidades abastecidas por mananciais superficiais que em cidades abastecidas por poços tubulares profundos. Esse fator de aparente proteção pode se transformar em fator de perigo aos habitantes abastecidos por aquíferos

subterrâneos em situações de viagens a cidades com abastecimento por mananciais superficiais, quando podem ser expostos a doses de oocistos viáveis e infecciosos às quais não estão habituados (WHO, 2006a).

Da mesma forma, há registros que caracterizam diferenças nas médias de ocorrência entre mananciais superficiais lânticos e os lóticos. Hachich (2002), avaliando ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp., cistos de *Giardia* sp., coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* em mananciais de abastecimento no estado de São Paulo, não encontrou correlação entre o grupo patogênico e indicadores e verificou maior ocorrência de cistos e oocistos nos mananciais lóticos em relação aos lânticos.

O fator de proteção dos mananciais lânticos sobre os lóticos quanto à redução da carga de ocorrência de oocistos tem sido registrada em vários estudos, como em Medema *et al.* (1997), citados em WHO (2006a), e Fayer *et al.* (1998), citados em USEPA (2001), quando a sobrevivência do *Cryptosporidium* spp. foi avaliada. Entre os fatores de proteção está a maior resistência dos mananciais lânticos ao aporte devido aos carreamentos de matéria orgânica e fecal em períodos chuvosos. Stewart *et al.* (1997), citados por WHO (2006a), verificaram que concentrações de oocistos variaram entre 10 e 100 vezes entre períodos de estiagem e de chuva.

Teunis *et al.* (1999), citando outros estudos, verificaram a redução em 1,94 log na concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. entre a ocorrência em um rio e após três represamentos da água com tempo de residência média de 5 meses. Essas observações endossam o conceito de barreiras múltiplas, em que a retenção da água de abastecimento, independentemente dos fatores ambientais, hidrológicos e econômicos desse represamento, significa fator de redução de oocistos.

Uma exceção a esta observação pode ser discutida no episódio do surto de criptosporidiose associada a água de abastecimento produzida pela estação de tratamento de água da Avenida Howard, da cidade de Milwaukee, EUA, captando água do Lago Michigan, EUA. Segundo informações registradas por MacKenzie *et al.* (1994), citados em WHO (2006a), o ponto de captação no Lago Michigan era muito próximo ao local de afluência do Rio Milwaukee, que por sua vez, recebia descarga de uma ETE. Nesse caso, não houve proveito do benefício de captação em um manancial lântico.

Os guias australianos para o controle da água de consumo (AUSTRÁLIA, 2004) apresentam dados de que a retenção de água em mananciais represados que registram entre 1 e 6 meses de tempo de residência proporciona uma redução entre 1 e 2 log na concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. Ketelaars *et al.* (1995) e van Breemen e Walls (1998), citados por LeChevallier e Au (2004), trabalhando com represas para abastecimento de água na Holanda, observaram a redução de 1,4 a 1,9 log para oocistos de *Cryptosporidium* spp. com tempo de residência médio de 24 semanas.

Hawkins *et al.* (2000) citados por LeChevallier e Au (2004) registram a remoção completa de oocistos de *Cryptosporidium* spp. em três semanas de residência da água do Lago Burragorang, Sidney, Austrália. Nesse estudo os autores observaram que a taxa de decaimento dos oocistos estava diretamente relacionada com seu grau de aderência ou adsorção às partículas em suspensão. Oskam (1995), citado por LeChevallier e Au (2004), observou que a compartimentação de reservatórios elevava entre 15 a 230 vezes a taxa de remoção de oocistos comparada a uma única barragem.

O *Microbial Toolbox* disponibilizado pela *LT2ESWTR* (USEPA, 2006) e uma lista com a mesma finalidade, apresentada pela OMS (2006a), creditam à formação de barragens uma redução na concentração de oocistos da ordem de 0,5 log. A OMS, nessa publicação confere 2 log de redução de oocistos para barragens com grandes extensões e profundidades. Ainda, dentro do *Microbial Toolbox*, é apresentada uma alternativa de elevar o grau de controle microbiológico ainda na fonte, que consiste na implementação de programas de proteção de bacias, à qual é conferido 0,5 log.

3.6.1.2 Filtração em margem e pré-filtração

No âmbito das ações operacionais relacionadas às fontes e captações, estão sendo instalados em alguns mananciais de abastecimento, como alternativas ao processo de redução do impacto da poluição, processos de filtração em margens. Embora sejam dispositivos de captação de água, construídos e operados para esse fim, permanece a abordagem de utilizar as condições naturais, no caso de infiltração, para a redução da carga poluente e consequente redução da pressão microbiológica.

Ao se perfurarem poços rentes às margens de rios e lagos procuram-se, simultaneamente, obter a vazão conferida a essa proximidade e o máximo possível de remoção de partículas

proporcionado pela infiltração natural permitida pelo solo. O bombeamento da água desses poços induz a filtração da água vinda do manancial adjacente, com o benefício de ações biológicas, físicas e químicas de purificação. Esses sistemas têm sido largamente utilizados em alguns países da Europa (LeCHEVALLIER e AU, 2004).

A *LT2ESWTR* (USEPA, 2006) confere ao processo de filtração em margem 0,5 log de redução de oocistos para projetos que apresentem 8 metros como distância mínima do poço à margem e verifique-se turbidez inferior a 1,0 uT no efluente. Esse crédito pode se elevar para 1 log caso a distância seja superior a 20 metros.

Além da filtração em margem a *LT2ESWTR* (USEPA, 2006) apresenta outras alternativas, como a pré-filtração e bacias de pré-sedimentação com ou sem coagulação. LeChevallier e Au (2004) apresentam outras opções de pré-tratamento como filtração rudimentar em leito de pedregulho e filtração em malhas metálicas. Os créditos em log remoção previstos para esses processos são apresentados na Tabela 3.8.

Tabela 3.8: Eficiência de processos de pré-tratamento no controle do *Cryptosporidium* spp. e de coliformes termotolerantes.

Opção de processo	Crédito	Critérios
Bacia de sedimentação com coagulação	0,5 log para oocistos	Concedido quando a redução de turbidez for $\geq 0,5$ log; a operação da bacia for contínua com adição de coagulante e todo o fluxo de captação passar por ela (USEPA, 2006).
Pré-filtração em leito de pedregulho	86,3% para Coliformes	Sem comentários sobre as condições mínimas sobre a eficiência observada

Fonte: USEPA (2006); LeCHEVALLIER e AU (2004).

3.6.2 Remoção de oocistos por técnicas de tratamento

Como etapas finais no conceito de barreiras múltiplas, as técnicas de tratamento da água devem garantir, como último recurso, a eliminação ou redução da concentração de microrganismos patogênicos, incluindo o *Cryptosporidium* spp., em níveis que não determinem agravos à saúde da população. Em termos práticos, o investimento no controle de *Cryptosporidium* spp. tem sido direcionado para os processos de remoção que compõem as técnicas de tratamento da água de consumo (CANADÁ, 2004).

No processo de remoção, o principal parâmetro de associação à eficiência no controle de *Cryptosporidium* spp. tem sido a turbidez, que muito menos que um parâmetro meramente

estético, guarda relação direta com a remoção de oocistos que se comportam como partículas. Esse direcionamento de controle aos processos de remoção, clarificação e filtração, é suportado ainda pela fragilidade dos processos convencionais de desinfecção na inativação de oocistos (WHO, 2006a e 2006b).

As diretrizes e guias para o controle microbiológico das águas de consumo, de uma forma geral, estabelecem que essas águas devem “estar livres de quaisquer microrganismos patogênicos em concentrações que constituem perigo à saúde humana”. Isso leva à conclusão de que as autoridades sanitárias admitem ou toleram a possibilidade de que o processo de tratamento permita, sob limites, a presença de microrganismos patogênicos na água de consumo (WHO, 2006b; AUSTRÁLIA, 2004; CANADÁ, 2004; EUREAU, 2008).

3.6.2.1 Remoção em escala real

A OMS, em sua publicação de apoio *Cryptosporidium* spp. (WHO, 2006b) apresentou uma revisão de estudos de ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. em água tratada, distribuída à população, em períodos em que não foram registrados surtos epidêmicos ou casos de criptosporidiose (Tabela 3.9).

Tabela 3.9: Concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* spp. em água de consumo, em períodos de não ocorrência de surtos ou casos de criptosporidiose.

País	Filtração	Nº amostras	% positivas	Concentração nº/L
EUA	Sim	82	26,8	0,001 – 0,48
EUA	Sim	28	14,3	Não informado
EUA	Não	6	33,3	0,001 – 0,017
EUA	Sim	262	13,4	0,00029 – 0,57
Escócia	NI	142	40,1	0,007 – 0,72
Alemanha	Sim	33	36,4	0,0013 – 0,21
Canadá	Não	423	3,6	NI
Espanha	NI	9	33	0 – 0,02
Canadá	Não	42	5,0	0,002 – 0,005
Alemanha	NI	29	34	NI
África do Sul	NI	NI	0,5	NI
Taiwan	Sim	5	40	0,7 – 1,5
Japão	Sim	26	35	0,0015 – 0,008
Taiwan	Sim	31	39	NI
Canadá	Não	1760	3,5	NI
Reino Unido	?	209	37	0,007 – 1,36
Venezuela	NI	11	90	0,004

NI = Não informado

Fonte: Adaptada de Rose *et al.* (1997) e Smith e Grimason (2003) citados por WHO (2006a).

A OMS, nessa revisão, incorpora, ainda, dados relativos a uma ampla pesquisa realizada no Reino Unido (DRURY, 2004 *apud* WHO, 2006a), sobre detecção de oocistos em água tratada por companhias de abastecimento de água, entre o ano de 2000 e 2004. Foram registradas 201.136 amostras, nesse período, sendo que em 195.183 amostras não foram detectados oocistos. Em 5.608 amostras foram detectadas concentrações entre 0,001 a 0,01 oocisto por litro, em 338 amostras foram detectadas concentrações entre 0,01 e 0,1 oocisto por litro, em 7 amostras, as concentrações foram superiores a 0,1 oocisto por litro. A maior concentração observada foi de 0,491 oocisto por litro.

Aboytes *et al.* (2004) estudaram a ocorrência de *Cryptosporidium* spp. em efluentes de filtros de 82 estações de tratamento da água dos Estados Unidos. Em um total de 1.690 amostras, verificaram infecciosidade em 1,4%, utilizando técnicas moleculares (*PCR*) e cultivo celular. Isso representou ocorrência de oocistos infecciosos em 26,8% das ETAs avaliadas. Percentual superior a 70% das amostras positivas foi obtido em efluentes de filtros com turbidez inferior a 0,1 uT e 20% apresentavam turbidez inferiores a 0,05 uT. Os dados obtidos nesse estudo levaram os autores a concluir pela necessidade de processos de tratamento adicionais para se alcançar as metas de risco propostas nos EUA.

Em um estudo de avaliação do risco de ocorrências de (oo) cistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* em sistemas de abastecimento de água, Bastos *et al.* (2001) verificaram a passagem de oocistos de *Cryptosporidium* spp. pela filtração em concentrações que variaram de 0,15 a 13,20 oocistos por litro e caracterizaram o risco diário de infecção, verificando a probabilidade de até 10^{-1} caso na população exposta.

Dos estudos de avaliação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. em escala real, que permitem verificar as faixas e valores de log remoção, foram destacados os registros para as duas técnicas de tratamento da água para consumo humano, o ciclo completo e a filtração direta. A Tabela 3.10, apresenta uma revisão desses estudos com as informações sobre as concentrações, taxas de filtração, coagulante e meio filtrante utilizados.

Tabela 3.10: Remoção em escala real de oocistos de *Cryptosporidium* spp. por meio das técnicas de tratamento do ciclo completo e filtração direta.

Técnica aplicada	Concentração inoculada (n ^o oocisto/ L)	Coagulante utilizado	Taxa Filtração (m ³ /m ² .d ⁻¹)	Meio Filtrante	Log remoção (Referência bibliográfica)
Ciclo completo	10 ³	PAC e polímeros	282	Antracito e areia	1,9 a 2,8 (1)
	-	-	-	-	1 a 4 (2)
Filtração	10 ⁴	Sulfato de Alumínio	286 a 307	Antracito, areia	2,6 – 3,1 (1)
Direta	10 ⁴	Sulfato de Alumínio	-	Areia	1,5 - 3,5 (3)

Referências bibliográficas: 1: Nieminski e Ongerth (1995); 2: Heller *et al.* (2004) e Bastos *et al.* (2001); 3: Ongerth e Percoraro (1995) adaptada de Fernandes (2007).

Estudos de remoção de oocistos, por técnicas e processos comumente utilizados, como os citados na Tabela 3.10, possibilitaram às agências e organizações, em seus guias e diretrizes, traçarem valores como créditos atribuíveis a essas técnicas e processos. Esses log-créditos serviriam como base para avaliação de desempenho de unidades de tratamento de água, seja em escala real ou piloto.

As Tabelas 3.11 e 3.12 apresentam valores em log remoção para alguns processos das técnicas comumente aplicadas no tratamento da água. Esses valores sugeridos por agências e organizações internacionais são apenas bases para seleção da melhor técnica a ser aplicada pelos responsáveis pelos sistemas, devendo sempre os mesmos avaliarem a efetiva capacidade de remoção por meio de critérios operacionais, como a obtenção de turbidez em valores inferiores a 0,5 e 0,3 uT e/ou utilização de oocistos inativados ou ainda esporos.

Tabela 3.11: Valores em log de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp., atribuídos aos processos que compõem as técnicas de tratamento de água.

Guias e Regulamentações	Clarificação convencional	Clarificação alta taxa	Clarificação com FAD	Filtração rápida (*)	Filtração lenta
OMS (WHO, 2006b)	1,0 log	1,5 log	1,5 log	0,5 log	2,0 log
EPA (USEPA, 2006)	1,0 log	-	-	0,5 log	2,5 log
Guias (AUSTRÁLIA, 2004)	2,0 log	-	1,0 log	1,0 log**	-

FAD: Flotação por ar dissolvido /* log adicional se precedida de coagulação/** precedida de FAD

A avaliação da eficiência e definição dos créditos de log remoção de oocistos das operações unitárias de tratamento, em escala real, não é tarefa simples, considerando as baixas concentrações. Em escala piloto essa tarefa pode ser mais simples, uma vez que as concentrações de inoculação podem ser estabelecidas de forma compatível aos níveis de remoção previstos para as etapas de tratamento.

Uma observação nos dados descritos na Tabela 3.14 é que os valores de log remoção dos estudos em escala piloto são, em geral, superiores aos encontrados na escala real, provavelmente devidos às condições de controle das variáveis e otimização de procedimentos característicos dos estudos em escala piloto.

Tabela 3.12: Eficiências na remoção de *Cryptosporidium* spp. por processos físico-químicos.

Descrição do Processo	Remoção obtida em unidades log		
	Escala de bancada	Escala piloto	Escala real
Coagulação + Sedimentação	< 1,0	1,4 – 1,8	0,4 – 1,7
Coagulação + Filtração		2,7 – 5,9	1,6 – 4,0
		2,5 – 3,8	
		2,7 – 2,9	
Coagulação + Sedimentação + Filtração		4,2 – 5,2	1,6 – 4,0
		> 5,3	0,5 – 3,0
		2,1 – 2,8	1,0 – 2,5
Coagulação+Flotação	2,0 – 2,6		
Filtração Lenta		> 3,7	
Filtração em Diatomita		> 4,0	
Coagulação + Microfiltração		> 6,0	
Ultrafiltração		> 6,0	

Fonte: USEPA (2001).

Segundo LeChevallier e Au (2004), o conjunto de operações unitárias que compõe a clarificação (coagulação, floculação, decantação ou flotação) pode determinar 1 a 2 log de remoção, caso sejam observadas e controladas as condições inerentes ao bom desempenho do tratamento, notadamente nas etapas de coagulação e filtração.

A não observância desses fatores, entre outros, determina perdas de eficiência e risco de passagens de fragmentos de flocos mal formados e partículas não floculadas, incluindo oocistos, sobrecarregando a operação e processo da filtração. Diversos estudos, em diferentes escalas, enfatizam a importância da operação unitária da coagulação em qualquer técnica de tratamento de água, notadamente como fator de sucesso na remoção de oocistos (LeCHEVALLIER e AU, 2004).

3.6.2.2 A coagulação como etapa crítica de remoção de oocistos

A revisão apresentada por LeChevallier e Au (2004) ressalta a importância da coagulação como operação unitária crítica para a eficiência das operações seguintes que completam o processo de clarificação. Ressaltam que a otimização do processo de coagulação-floculação tem sido um dos principais melhoramentos incorporados aos processos convencionais de

tratamento, como forma de alcançar os níveis de remoção de oocistos estabelecidos nas legislações.

O tipo de coagulante, o uso de auxiliares de coagulação, o controle da alcalinidade, o pH de coagulação e as dosagens adequadas mostraram-se, naquela revisão e em outros estudos, fatores consideráveis na eficiência dessa operação unitária para a redução de oocistos de *Cryptosporidium* spp. (DUGAN e WILLIAMS, 2004; EMELKO e BRONW, 2003; BUSTAMANTE *et al.*, 2001).

Nieminski e Ongerth (1995) avaliaram a remoção de (oo) cistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* ao longo de dois anos em duas estações com escala piloto e real, operadas em tratamento de ciclo completo e filtração direta. A filtração foi realizada com camada dupla com antracito e areia. Os valores em log de remoção para *Cryptosporidium* spp. (2,3) e *Giardia* sp. (3,3) foram obtidos em ambos os tipos de tratamento em condições que proporcionaram a otimização da coagulação.

Fox *et al.* (1998) avaliaram o uso do sulfato de alumínio na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp., turbidez, bactérias esporogênicas aeróbias, partículas de 3 a 6 micrômetros e partículas totais >1 micrômetro em 4 carreiras de clarificação. A Tabela 3.13 apresenta os resultados dessa avaliação para o sulfato de alumínio.

Tabela 3.13: Valores em log remoção de oocistos e outros parâmetros de controle da clarificação.

Carreiras	Turbidez	Partículas Totais > 1 µm	Partículas 3-6 µm	Esporogênicas Aeróbias	Log de remoção de oocistos
1	1,45	1,4	1,7	1,4	1,5
2	0,95	1,33	0,87	1,03	0,7
3	0,53	0,73	0,96	0,43	0,4
4	0,5	0,5	0,5	0,3	0,3
5	1,17	1,36	1,4	1,17	1,4

Fonte: Fox *et al.* (1998).

As informações específicas sobre o que ocorre com os oocistos ante o processo de floculação são limitadas, mas provavelmente comportam-se de forma similar às partículas de igual dimensão e densidade. Segundo Gregory (1994), a carga superficial dos oocistos é baixa, a julgar pelos baixos valores de mobilidade eletroforética dos mesmos e de seu potencial zeta (tipicamente cerca de - 10 mV). Deveria haver, assim, ainda segundo o autor, pouca repulsão

,entre os oocistos e outras partículas carregadas negativamente, de tal forma a permitir a aderência dos oocistos a essas partículas.

Dessa forma, conforme enfatizam LeChevallier e Au (2004), a eficiência do processo de coagulação ao viabilizar a adsorção dos oocistos de *Cryptosporidium* spp. ao floco é crítico e influencia decisivamente as taxas de remoção nas operações unitárias seguintes.

A viabilidade dos oocistos não parece ter relação com sua capacidade de ser melhor absorvido na formação dos flocos, não interferindo na eficiência de sua remoção. A concentração de oocistos na água a ser submetida a ensaios de clarificação e filtração tem sido avaliada. Embora não haja consenso entre os autores, as altas concentrações de oocistos acompanhadas por alta turbidez têm maior taxa de remoção que águas com baixa turbidez e baixa concentração de oocistos (DUGAN e WILLIAMS, 2004; SEARCY *et al.*, 2005; MEDEMA *et al.*, 1998).

3.6.2.3 Eficiência dos processos de separação na remoção de oocistos

A decantação/sedimentação dependente da taxa de aplicação superficial e é importante elo do sistema de tratamento para remoção e separação de partículas. Devido ao reduzido tamanho e à baixa densidade, cerca de $1,05 \text{ g/cm}^3$, os oocistos apresentam taxa de sedimentação muito baixa, cerca de 2 mm por hora, ou menos (GREGORY, 1994).

Quando devidamente operadas, as etapas de coagulação, floculação e decantação são responsáveis por níveis de remoção próximas a 2 log, de acordo com LeChevallier e Au (2004), que salientam que, entretanto, a eficiência desse processo tende a ser altamente variável. Ainda, segundo esses autores, a definição exata do desempenho desses processos na remoção de (oo) cistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp. é difícil, considerando as baixas concentrações desses microrganismos nessas unidades de tratamento e a baixa sensibilidade na detecção.

A introdução de um processo oxidativo entre essas operações unitárias pode auxiliar sensivelmente a eficiência de remoção de (oo) cistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp.. Da mesma forma, uma série de trabalhos demonstrou a influência de uma coagulação otimizada e/ou de algum composto auxiliar de coagulação na otimização dos processos de

decantação-sedimentação (SEARCY *et al.*, 2005; EMELKO e BROWN, 2003; STATES *et al.*, 2002; HARRINGTON *et al.*, 2000; EDZWALD e KELLEY, 1998).

A flotação por ar dissolvido, FAD, tem merecido crescente interesse e estudos, no propósito de representar alternativa de separação no conjunto das operações unitárias que compõem o processo de clarificação. A FAD tem se mostrado eficiente na redução do número de células de algas e de cianobactérias ou eventualmente da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. (FRENCH *et al.*, 2000; HALL *et al.*, 1995).

A FAD tem sido tradicionalmente aplicada para as águas com ocorrência de floração de algas, baixa turbidez e alcalinidade e alto índice de cor, que implicam em dificuldade de utilizar a sedimentação como operação unitária uma vez que, nessas condições, o floco apresenta baixa velocidade de sedimentação. Desde os meados da década de 1960, a Finlândia tem incorporado a FAD como processo de separação (LeCHEVALLIER e AU, 2004).

Edzwald e Tobiason (2002), utilizando uma estação em escala piloto com FAD e filtração em dupla camada, avaliaram o impacto de retorno de água de lavagem do filtro contendo oocistos e observaram redução de 1,6 a 2,2 log para a FAD e 4 log para FAD e filtração em camada dupla, independente do retorno de água de lavagem de filtros.

3.6.2.4 A filtração como barreira final de remoção

No conjunto das operações unitárias incorporadas às técnicas convencionais de tratamento mais comumente aplicadas no Brasil, como o ciclo completo e a filtração direta, a filtração é etapa final como barreira de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* sp. Uma vez já salientada a importância da coagulação nesse processo, havendo ou não a etapa de separação proporcionada pela decantação ou flotação, a filtração passa a ser operação crítica no controle dos microrganismos cuja resistência à desinfecção determina sua remoção por processos físicos do tratamento.

Desde a concepção, projeto, construção e operação dos filtros em uma estação de tratamento, o processo da filtração exige cuidados específicos que devem ser observados para que os flocos formados não se desfaçam, não haja fluxos preferenciais no leito filtrante e que o início e final de carreira não determinem momentos críticos de possíveis traspases de partículas para a água a ser desinfetada.

LeChevallier e Au (2004) discutiram vários fatores intervenientes no processo de filtração para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp., como o tamanho das partículas, a ação da coagulação otimizada, a taxa de filtração, o tamanho dos grãos do meio filtrante e a espessura do leito.

O tamanho da partícula apresentou, em modelos de filtração, importante papel em sua remoção. Partículas inferiores a 1 micrômetro, como as partículas virais, são transportadas por difusão no meio granular (movimento Browniano). Para tais partículas, segundo LeChevallier e Au (2004), a eficiência de remoção diminui com o aumento de suas dimensões, sendo que nessa faixa vírus menores são mais facilmente removidos que os maiores.

A filtração é menos eficiente para microrganismos com dimensões muito próximas a 1 micrômetro. Nessa dimensão, as partículas são muito grandes para uma difusão adequada e muito reduzida para uma adequada ação de interceptação. Em condições otimizadas de coagulação e filtração direta, as bactérias do grupo coliforme (1,0 µm) apresentam apenas valores próximos a 0,64 log de remoção (LeCHEVALLIER e AU, 2004).

Microrganismos com dimensões acima de 1 micrômetro (bactérias, protozoários e algas) são removidas por interceptação. Nesse caso, a eficiência é maior em função do tamanho da partícula. Para condições de coagulação otimizada em filtração direta, a remoção esperada de oocistos de *Cryptosporidium* spp. é da ordem de 1,44 log e para cistos de *Giardia* sp. é de 4 log (LeCHEVALLIER e AU, 2004; YATES *et al.*, 2001; NIEMINSKI e ONGERTH, 1995).

Segundo Nieminski e Ongertth (1995), a ação gravitacional não é considerável nesses casos, uma vez que mesmo para o maior protozoário de veiculação hídrica e implicações sanitárias como o *Balantidium coli*, medindo 6×10^{-5} m (60 µm), sua densidade é muito próxima à da água, 1,05 g/cm³. A ação gravitacional como mecanismo de filtração deve ser considerável na água a ser filtrada somente quando os microrganismos estiverem adsorvidos a partículas maiores.

Outro fator que interfere na eficiência da filtração, além do tamanho da partícula, é a ação da otimização da coagulação no processo conjunto de operações unitárias de tratamento que mostra ser decisiva na remoção de microrganismos. Nos ensaios citados por LeChevallier e Au (2004) os oocistos de *Cryptosporidium* spp. foram removidos pela filtração em uma taxa

de 1,44 log com a otimização da coagulação, enquanto que em condições da coagulação não otimizada foi de 0,07 log.

A taxa de filtração no desempenho do processo da filtração mostrou dependência quanto ao tamanho das partículas. A eficiência da filtração cai na remoção de pequenas partículas, como os vírus, quando se aumenta a taxa de filtração, não sendo o mesmo observado para partículas maiores como os protozoários.

Thurson *et al.* (2000) verificaram que a elevação das taxas de filtração determinou situações de traspases de partículas de tamanhos próximos aos oocistos de *Cryptosporidium* spp. Observaram, ainda, que a elevação das taxas de filtração mostrou-se fator de traspasse nos momentos imediatamente anteriores à lavagem dos filtros.

O tamanho dos grãos do leito filtrante e a espessura desse leito apresentaram influências na eficiência de remoção de microrganismos. A redução do tamanho dos grãos ou o aumento da espessura do leito elevaram a eficiência da filtração. A redução do tamanho granular favorece tanto a ação de difusão quanto de interceptação.

Ainda, outro fator interveniente no processo de filtração, citado por LeChevallier e Au (2004), é a temperatura, que influencia na remoção de partículas de dimensões sub micrométricas, enquanto não apresentou efeitos sobre partículas com dimensões acima de um micrômetro. A remoção de vírus bacteriófago MS2 caiu de 6,38 log a 20°C para 4,66 log em temperatura de 5°C, enquanto para oocistos de *Cryptosporidium* spp. essa redução foi de apenas de 1,44 log para 1,31 log.

Emelko *et al.* (2000) também avaliaram as condições otimizadas de coagulação na eficiência dos processos de decantação e filtração. Incluíram nesse estudo o efeito da maturação da filtração na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp., avaliando essa eficiência em momentos de retorno do filtro após lavagem e do momento da filtração antes da lavagem. Verificaram serem esses momentos críticos na eficiência de remoção dos oocistos.

3.6.3 Processos convencionais de inativação de oocistos

A desinfecção, barreira antes considerada definitiva no controle dos microrganismos patogênicos na água de abastecimento, mostrou-se, em situações de epidemias e estudos

experimentais, insuficiente para a inativação de oocistos de *Cryptosporidium* spp. nas dosagens e tempos de contato usuais para desinfecção dos microrganismos indicadores e de outros patogênicos. Tradicionalmente, uma água tratada com residual mínimo de 0,5 mg/L de cloro livre, considerando um tempo de contato de 30 minutos, e turbidez não superior a 1,0 uT, vinha sendo considerada adequada ao consumo (TEUNIS e MEDEMA, 1997; FINCH e BELOSEVIC, 2002; QUILEZ *et al.*, 2005).

Entretanto, esses valores de desinfectante e turbidez foram definidos, classicamente, para a inativação de bactérias e alguns vírus. As paredes dos cistos e oocistos, mais rígidas que as estruturas das células bacterianas, resistem a concentrações extremamente altas do ponto de vista prático de aplicação de cloro nas condições convencionais de tratamento. Korich *et al.* (1990) *apud* Clancy e Fricker (1998) verificaram em seus experimentos que foram necessários 80 mg/L de cloro livre como HClO, em 90 minutos de contato, para obter 90% de inativação de oocistos de *Cryptosporidium* spp.

A Tabela 3.14 apresenta a concentração e tempos de contatos para a inativação de alguns microrganismos (CRAUN, 1996).

Tabela 3.14: Concentração de cloro (C) e a função Ct para inativação de 99% dos microrganismos testados.

Microrganismo	Temperatura (°C)	pH	Concentração de cloro (mg/L)	Valor Ct
<i>Escherichia coli</i>	5	6,5	0,02 – 0,10	0,02
	23	7,0	0,1	0,014
Poliovírus	20	6,0	0,3 - 0,7	0,5 - 0,7
<i>Giardia lamblia</i>	5	7,0	2,0 – 8,0	25,5- 44,8
	25	7,0	1,5	< 15
<i>Cryptosporidium parvum</i>	25	7,0	80	7.200

Fonte: Adaptado de Sterling (1990) *apud* Craun (1996).

LeChevallier e Au (2004) reuniram diversos registros de estudos de diferentes autores evidenciando a ineficiência da cloração, nos moldes usuais de desinfecção, e em alguns desses trabalhos foi observado que mais do que os valores de Ct, o potencial de oxi-redução é determinante na definição da inativação dos oocistos de *Cryptosporidium* spp.

A partir dos resultados de estudos com Ct para diversos microrganismos, incluindo os indicadores convencionais e os patogênicos como Poliovírus e *Cryptosporidium* spp. verificou-se a necessidade de reavaliar a segurança dos processos de tratamento baseados

apenas em desinfecção. Há registros de vários casos e surtos epidêmicos de doenças, como a criptosporidiose, em populações abastecidas por água que se enquadravam como potáveis após simples desinfecção ou em que os processos de clarificação não foram capazes de remover os microrganismos resistentes à desinfecção.

Dessa forma, as operações unitárias de coagulação-floculação, decantação, flotação e filtração, separadamente ou em conjunto, têm sido propostas como barreiras importantes para a remoção de microrganismos resistentes ao cloro (ABOYTES *et al.*, 2004; CRAUN e CALDERON, 2001; KARANIS *et al.*, 1998; NIEMINSKI e ONGERTH, 1995).

A principal abordagem, em se tratando do controle de protozoários, é que enquanto partículas, as formas de encistamento desses microrganismos não atuam como células passíveis de inativação por desinfecção química. Como partículas, devem ser removidas, ou pelo menos reduzidas em suas concentrações ao longo dos processos de clarificação (SEARCY *et al.*, 2005; MEDEMA *et al.*, 1998).

A formação de sub-produtos da cloração tem sido um dos principais desafios em limitar a utilização de concentrações mais altas de cloro no controle desses protozoários. A utilização de compostos desinfectantes, que não o cloro, mais eficientes e com menor potencial de formação de sub-produtos indesejáveis, tem sido testada (JOHNSON *et al.*, 2005; QUILEZ *et al.*, 2005; CHAURET *et al.*, 2001; CHAURET *et al.*, 2000; SHIN *et al.*, 2000; FINCH *et al.*, 1997 *apud* CLANCY e FRICKER, 1998; VENCZEL *et al.*, 1997).

3.6.4 Processos avançados de remoção e inativação de oocistos

Os processos admitidos como especiais, como a micro, ultra e nanofiltração, além da osmose reversa, têm-se mostrado eficientes na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp., embora seu custo restrinja sua aplicação em grandes suprimentos de água e nos países em desenvolvimento (AMBURGEY *et al.*, 2000; COCCAGNA *et al.*, 2000).

No mesmo sentido, têm se avaliado formas específicas ou avançadas de desinfecção, que, a não ser pelo cloro, mostram relativas eficiências. Entre outras, as formas mais estudadas de oxidação de efluentes filtrados para remoção ou redução de oocistos de *Cryptosporidium* spp. são a aplicação sequencial de compostos clorados como dióxido de cloro, do ozônio e da radiação ultravioleta (GIGLIOTTI *et al.*, 2001; CRAIK e SMITH, 2000).

Embora a aplicação de ozônio e da radiação ultravioleta seja regular nos países industrializados, esses processos serão tratados neste estudo, como avançados, considerando que no Brasil assume essa característica. Embora exija o controle do subproduto bromato, o ozônio exige menores dosagens na inativação de cistos e oocistos que os desinfetantes comumente aplicados para produção de água de consumo humano (BISWAS *et al.*, 2003; RENNECKER *et al.*, 2001; CRAIK e SMITH, 2000; KORICH *et al.*, 1990 *apud* CLANCY e FRICKER, 1998).

Segundo LeChevallier e Au (2004), são necessários $4,5 \text{ mg/min}^{-1}$ (Ct) de ozônio, a 20-25 °C, para inativação de 99% (2 log) de oocistos de *Cryptosporidium*. Um dos principais desafios, segundo esses pesquisadores, na definição de dosagens de inativação de oocistos é a limitação dos testes de avaliação da eficiência, comumente aplicados, como o excistamento e a infecciosidade em camundongos. Enquanto o primeiro apresenta sérias restrições de precisão o segundo tem sido restrito aos países em que não há proibição. Esses testes tendem a estabelecer valores superestimados da concentração a ser aplicada.

Embora estivesse em andamento, quando da publicação da revisão, LeChevallier e Au (2004) comentam sobre estudos de inativação, em desenvolvimento pela USEPA, e apresentam (Tabela 3.15) dados preliminares de Ct (mg.min/L) para o ozônio na inativação de *Cryptosporidium* e as respectivas eficiências em log de inativação:

Tabela 3.15: Inativação de *Cryptosporidium* por desinfetantes.

Desinfetante	Dose desinfetante (Ct (mg.min/L)/ fluência (mJ/cm ²) requerida por log de inativação			
	0,5	1,0	2,0	3,0
Cloro	Inefetiva abaixo de condições práticas			
Monocloramina	Inefetiva abaixo de condições práticas ¹			
Dióxido de cloro (a 20°C)	58	116	232	347
Ozônio (a 20°C)	2,0	3,9	7,8	12
UV	1	3	6	9

¹ Monocloramina tem sido reportada por resultar em inativação de *Cryptosporidium* quando seguida de desinfecção por ozônio.

Fonte: Adaptado de WHO (2006a).

A radiação ultravioleta, em média pressão (pressão de vapor de lâmpadas de mercúrio), tem apresentado resultados promissores na inativação de oocistos de *Cryptosporidium* spp. (LeCHEVALLIER e AU, 2004). Shin *et al.* (2000) verificaram que mesmo sob baixa pressão (10 mW-segundo/cm²) oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* sp. foram

inativados. Linden *et al.* (2001) avaliaram diferentes dosagens de radiação UV para inativação de oocistos de *Cryptosporidium* spp. também observando eficiência em médias pressões de radiação.

3.7 Estudos piloto de remoção de oocistos e indicadores

A aplicabilidade das estações ou unidades em escala piloto tem sido demonstrada na viabilização de inúmeros ensaios de tratabilidade, em que as variáveis podem ser mais facilmente controladas. Principalmente na avaliação de processos, compostos, condições operacionais, otimizações e variáveis de remoção e/ou inativação de oocistos de *Cryptosporidium* spp., os estudos em escala piloto têm permitido a incorporação de muitas informações quanto ao comportamento desses microrganismos (SCOTT *et al.*, 2001; FOX *et al.*, 1998; VIEIRA, 2002; EMELKO, 2003; HARRINGTON *et al.*, 2003).

Os ensaios em escala piloto têm possibilitado a avaliação do tratamento quanto aos efeitos do tempo das carreiras e taxas de filtração, leitos alternativos de filtração, tipos de coagulantes, em diferentes dosagens e valores de pH de reação em mistura rápida. Possibilitam, ainda, a introdução e subtração de operações unitárias, ao longo de um tratamento por ciclo completo, comparar entre diferentes operações unitárias, entre outras possibilidades operacionais (ASSAVASILAVASUKUL *et al.*, 2008; LADNER *et al.*, 2007; BROWN E CORNWELL, 2007; SEARCY *et al.*, 2005; HELLER *et al.*, 2006; AMBURGEY *et al.*, 2005; MAZOUA e CHAUVEHEID, 2005; KIM *et al.*, 2004; GALOFRÉ *et al.*, 2004; EDZWALD *et al.*, 2003; HSU e YEH, 2003; GITIS *et al.*, 2002; SCOTT *et al.*, 2001; YATES *et al.*, 2001; COCCAGNA *et al.*, 2000; EMELKO *et al.*, 2000; HARRINGTON *et al.*, 2000; HUCK *et al.*, 2000; SHAW *et al.*, 2000).

Um número crescente de ensaios em escala piloto tem sido aplicado para avaliação de remoção e inativação de (oo) cistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp. Vieira (2002) avaliou a filtração lenta em diferentes taxas de filtração, em sistema ascendente e descendente. Ladeia (2004) avaliou a influência de diferentes taxas de filtração na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. em filtros rápidos. Emelko *et al.* (2003) avaliaram em unidades piloto de filtração a influência do início e fim de carreira na eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e utilizaram microesferas fluorescentes como possíveis indicadores.

3.7.1 Estudos pilotos com aplicação de técnicas convencionais de tratamento

As limitações dos processos convencionais de desinfecção e o custo dos processos avançados de remoção têm direcionado as pesquisas e esforços, principalmente nos países em desenvolvimento, para a avaliação das técnicas e processos convencionais de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. como o ciclo completo, a filtração direta, ascendente ou descendente e dupla, e a filtração lenta.

De todas essas técnicas, a Filtração Lenta tem se mostrado de alta eficiência na remoção de microrganismos, fundamentalmente devida à camada biológica formada, sendo o período de maturação dessa camada fator importante nessa eficiência. Os estudos em escala piloto para essa técnica têm sido direcionados à avaliação da eficiência de remoção de microrganismos, incluindo (oo) cistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp. Heller *et al.* (2006) avaliaram essa eficiência em diferentes taxas.

Os diversos estudos em escala piloto da técnica do ciclo completo avaliaram diferentes fatores que influenciam a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, spp., incluindo:

- a influência da turbidez da água bruta;
- pH de coagulação, tipo e dosagens de coagulantes;
- gradientes de velocidade;
- auxiliares de coagulação;
- taxas de aplicação superficial;
- a flotação como processo alternativo de separação;
- influência da recirculação da água de lavagem;
- taxa de filtração;
- maturidade da carreira de filtração;
- tipo, espessura e granulometria do leito filtrante;
- a pré-filtração com leito de areia e/ou pedregulho, caracterizando a dupla filtração;
- descargas intermediárias adicionais na filtração ascendente;
- concentração inicial de oocistos.

A Tabela 3.16 apresenta estudos em escala piloto com os respectivos valores de eficiência em log remoção, considerando alguns fatores citados como concentração inicial de oocistos, coagulante utilizado, taxa de filtração e tipo de meio filtrante.

Tabela 3.16: Remoção em escala piloto de oocistos de *Cryptosporidium* spp. por meio das técnicas de tratamento do ciclo completo e filtração direta.

Técnica aplicada	Concentração (nº oocisto/ L)	Coagulante utilizado	Taxa de Filtração (m ³ /m ² d ⁻¹)	Meio Filtrante	Log remoção (Referência bibliográfica)
Ciclo completo	10 ⁴	Sulfato de Alumínio e polímeros	338	Antracito e Areia	1,9 a 4,0 (1)
	10 ³ e 10 ⁴	-	173 e 354	Antracito e Areia	0,4 a 1,1
		-		GAC e Areia	0,2 a 3,1 (2)
		-	121	Areia	2,2 a 4,7
	10 ⁶	Sulfato de Alumínio	240	Areia	1,5 a 4,0 (3)
		Sulfato de Alumínio e Sílica Aditivada	≈ 233	Antracito e Areia	≈ 5,5
	10 ⁵ e 10 ⁶	Sulfato de Alumínio e Polímero catiônico			≈ 3,0 (4)
		Sulfato de alumínio			3,9
	10 ⁴	Cloreto férrico	60	Antracito e Areia	4,6
		Policloreto de Alumínio			4,4 (5)
10 ⁵	Sulfato de Alumínio e Sílica Aditivada	≈ 158	Antracito e Areia	4,7 a 5,8 (6)	
10 ³ e 10 ⁴	Al ₂ O ₃ 7,5%	-	Antracito e Areia	0,75 a 2,0 (7)	
Filtração direta	10 ⁴	Sulfato de Alumínio e Polímeros	338	Antracito e Areia	1,3 – 3,8 (1)
	10 ³ - 10 ⁴	-	467	Antracito e Areia	2,3 – 3,7 (2)
	-	Sulfato de Alumínio e Polímeros	150 - 300	Antracito e Areia	1,6 – 4,2 (8)
	10 ² - 10 ³	Sulfato de Alumínio	210 e 105	Antracito e Areia	0,5 a 2,0 (9)

Nota: Referências: 1: Nieminski e Ongerth (1995); 2: Patânia *et al.* (1999); 3: Dugan *et al.* (2001); 4: Huck *et al.* (2002); 5: States *et al.* (2002); 6: Emelko *et al.* (2003); 7: Hsu e Yeh (2003); 8: Swertfeger *et al.* (1999); 9: Fernandes (2007).

De todos os estudos apresentados na Tabela 3.16, aquele que se aproxima mais das características metodológicas propostas para o presente estudo (concentração inicial, coagulante, taxa de filtração e meio filtrante) foi o de Fernandes (2007) com valores de 0,5 a 2,0 log de remoção pela técnica da filtração direta.

3.7.1.1 A associação da remoção da turbidez à de oocistos

Ao longo dos anos, a experiência operacional e estudos direcionados ao controle microbiológico da água permitiram verificar a relação entre os processos de inativação de microrganismos e a turbidez obtida na água a ser submetida à desinfecção.

Diversos estudos, sejam em escala piloto, sejam em escala real, direcionados à avaliação de remoção de oocistos e que aplicaram o processo da filtração em meios granulares, predominantemente com areia e, às vezes, com antracito, procuraram relacionar os valores remanescentes de turbidez à eficiência de remoção de oocistos, considerando-os como partículas passíveis de remoção sob mecanismos semelhantes à remoção de turbidez.

Outros estudos verificaram que o êxito na remoção de oocistos está mais associada à taxa de remoção que valores remanescentes de turbidez. LeChevallier e Norton (1992), examinando a relação entre a contagem de partículas, turbidez e (oo) cistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp., verificaram que para cada 1 log de turbidez removido correspondeu de 0,66 a 0,89 log de remoção de cistos e oocistos.

Entretanto, em sua maioria, os estudos procuraram associar essa remoção a valores remanescentes de turbidez. Nieminski e Ongerth (1995) verificaram em estudos de tratamento em escala piloto e real que (oo) cistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp. foram significativamente removidos em efluentes de filtração que apresentavam valores turbidez entre 0,1 e 0,2 uT, com reduções iguais ou superiores a 2,3 para oocistos e 3,3 logs para cistos. Patânia *et al.* (1995) concluíram que a técnica de tratamento que proporciona 0,3 uT como valor remanescente de turbidez confere 2 log de remoção de oocistos.

Nos Estados Unidos, a USEPA estabeleceu que, para controle de cistos de *Giardia*, a turbidez máxima deveria ser de 5 uT na água distribuída e de 0,5 uT em 95% na água filtrada para ETAs com ciclo completo e filtração direta; a *Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule – IESWTR* de dezembro de 1998, com objetivos similares, estabeleceu um máximo para turbidez no efluente filtrado de 1 uT e de 0,1 uT em 95% das medições mensais para sistemas com ciclo completo e filtração direta (USEPA, 2006).

Na *LT2ESWTR*, entre os diversos critérios estabelecidos para o controle de *Cryptosporidium* spp., a turbidez deve ser reduzida a valores inferiores a 0,3 uT no efluente de cada filtro ou após a junção dos efluentes de filtração. Esse valor de turbidez remanescente deve ser observado em, pelo menos, 95% das medições realizadas e, segundo a essa regulamentação, está associada à remoção de 3 log de oocistos (USEPA, 2006).

Nessa mesma regulamentação, os sistemas de abastecimento, para fazerem jus a 0,5 log adicional de remoção de oocistos, devem demonstrar desempenho no processo de filtração, de

forma a alcançar reduções da turbidez a valores inferiores a 0,15 uT em, pelo menos, 95% das medições (USEPA, 2006).

O Reino Unido, em suas diversas evoluções regulamentares e informações de apoio para o controle do *Cryptosporidium* spp. em água de consumo, estabeleceu através do relatório de Bouchier (1998) recomendações para o tratamento da água. Esse relatório, entre outras recomendações, salientou que, nos sistemas em que for identificado risco de infecção, o monitoramento deve incluir a medição contínua de turbidez na saída de cada unidade de filtração, com instrumentação capaz de medir valores inferiores a 0,1 uT (WHO, 2006a).

A Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004), seguindo tendências de regulamentações e informações colhidas de estudos internacionais, associou a remoção de turbidez a valores inferiores a 0,5 uT na água de filtração rápida à eficiência e controle de remoção de cistos de *Giardia* sp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em água de consumo.

Emelko *et al.* (1999) verificaram que variações na turbidez do efluente de filtração na ordem de 0,07 a 0,15 uT foram suficientes para determinar perdas de eficiência na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. Observaram, ainda, que o entendimento e controle dos mecanismos que acarretam variações na turbidez é essencial na identificação de traspases de oocistos pelo processo de tratamento que inclua a coagulação e a filtração.

Aboytes *et al.* (2004) verificaram ocorrência de oocistos em efluentes de filtração com valores de turbidez inferior a 0,1 uT. Esses autores permitem ressaltaram que, mais que valores reduzidos de turbidez inferiores a 0,3 uT, a eficiência na remoção de oocistos está associada à taxa de remoção da turbidez.

3.7.1.2 Esporos aeróbios e a remoção de oocistos

A partir das observações de diversos estudos de que as bactérias indicadoras convencionais não são suficientemente sensíveis à avaliação da eficiência de remoção de microrganismos patogênicos de maior resistência, notadamente para a remoção e inativação de (oo) cistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp., Rice *et al.* (1996) propuseram os esporos aeróbios como candidatos a essa avaliação.

Diversos estudos com outros parâmetros potenciais foram realizados separadamente e paralelos aos estudos com esporos, como aqueles descritos por Nieminski *et al.* (2000), em

que avaliaram a turbidez, contagem de partículas superiores a 2 micrômetros, coliformes, esporos anaeróbios (*Clostridium perfringens*), esporos aeróbios (*Bacillus subtilis*), contagem de bactérias heterotróficas, *Micrococcus luteus*, colifagos somáticos e f-específicos.

A Tabela 3.17 adaptada de dados apresentados por Nieminski *et al.* (2000) destaca alguns desses parâmetros quanto às características que os distinguem como indicadores em potencial à avaliação da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. A seleção desses parâmetros foi orientada segundo sua citação em estudos similares (GALOFRÉ *et al.*, 2004; CORNWELL *et al.*, 2003; LARSON e MARIÑAS, 2000; NDIONGUE *et al.*, 2000; CHAURET *et al.*, 1999; COFFEY *et al.*, 1999; BAUDIN e LAÏNÉ, 1998; FOX *et al.*, 1998; YATES *et al.*, 2001).

Tabela 3.17: Parâmetros candidatos a indicadores de eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Indicador em Potencial ^a	Ocorrência Natural em Água	Remoção Similar aos Patogênicos	Dificuldades Relacionadas à Detecção ^b	Candidato a Indicador
turbidez	sim	caso a caso	baixas	sim
partículas >2 µm	sim	sim (?)	médias ^c	sim
esporo anaeróbio	sim (baixa)	variável	médias ^d	sim
esporo aeróbio	sim	sim	baixas	sim

Observações:

a = não foram relacionados todos os indicadores apresentados pelos autores do estudo

b = as dificuldades foram relacionadas à simplicidade metodológica, rapidez e custo

c = equipamento “on line” de custo elevado (observação do autor da tese)

d = caracterizado como complicado metodologicamente, segundo os autores do estudo

Cerqueira *et al.* (2000) apresentaram estudo avaliando a remoção, em escala real, de coliformes, *Escherichia coli* e esporos aeróbios em tratamento por ciclo completo, em que destacaram a simplicidade na aplicação dos esporos e sua resistência superior aos demais indicadores no processo de tratamento. Huck *et al.* (2002) atribuíram valor qualitativo aos esporos aeróbios como parâmetro de avaliação da remoção de oocistos em estudo piloto que permitiu variações nas condições de filtração.

Esporos aeróbios têm sido incorporados em estudos de avaliação de inativação de oocistos, mostrando-se parâmetro sensível na desinfecção por dióxido de cloro, ozona e radiação ultravioleta. Os esporos aeróbios de *Bacillus subtilis*, também, em muitos estudos, denominados endosporos, foram avaliados por Swertfeger *et al.* (1999) como parâmetro sensível na indicação de eficiência de remoção de oocistos (VERHILLE *et al.*, 2003; LARSON e MARIÑAS, 2000; CHAURET *et al.*, 1999; BARBEAU *et al.*, 1998).

Estudos de avaliação da eficiência na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. associada à remoção de esporos aeróbios em escala real permitiram a Brown e Cornwell (2007) observar uma condição conservativa para esses endosporos, verificando 1 log de remoção inferior à remoção de oocistos, avaliação similar à já registrada por Dugan *et al.* (2001).

3.7.1.3 Partículas e microesferas como parâmetros de remoção em estudos pilotos

A procura contínua por parâmetros que substituam os oocistos na avaliação da eficiência dos processos e técnicas na remoção e inativação de *Cryptosporidium* spp. da água tem levado pesquisadores a identificar e testar vários tipos de partículas com dimensões e densidades próximas aos oocistos.

Não há consenso entre os diversos estudos quanto à aplicabilidade da contagem de partículas, com dimensões próximas a 4 micrômetros, na avaliação da capacidade dos processos de clarificação e filtração na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. (WHO, 2006a; LeCHEVALLIER e AU, 2004).

LeChevallier e Norton (1992) verificaram que a contagem de partículas foi parâmetro útil na indicação da eficiência do processo de tratamento mas não apresentaram correlação com a remoção de oocistos. A contagem de partículas não se mostrou parâmetro adequado na avaliação de Swertfeger *et al.* (1999), verificando-se maior eficiência para microesferas e esporos de *Bacillus subtilis*.

Nieminski e Ongerth (1995), entretanto observaram sensibilidade na contagem de partículas para avaliar a eficiência de remoção de oocistos. Nieminski *et al.* (2000) também observaram a utilidade da contagem de partículas na avaliação da remoção de oocistos. Li *et al.* (1997) incorporaram microesferas de poliestireno, autofluorescentes, com 4 a 6 micrômetros de diâmetro à contagem de partículas em um sistema de filtração, em escala de campo, verificando que esses parâmetros apresentaram alta correlação com oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Emelko *et al.* (1999) observaram que a passagem ou traspasse de microesferas fluorescentes de poliestireno de 4,233 micrômetros foi similar à apresentada por oocistos em processo de filtração em dupla camada com coagulação otimizada. Emelko *et al.* (2001 e 2003), utilizando microesferas em um estudo de avaliação das variações das condições de filtração, observaram

remoção da ordem de 4 log nesse parâmetro em condições estáveis, início e final de carreira de filtração.

Daí e Hozalski (2003) verificaram que o potencial Zeta para microesferas de poliestireno fluorescentes incorporadas à avaliação de processos de filtração na remoção de oocistos foi de $-7,4$ a $-50,2$ mV em pH 6,7, observando que o sulfato de alumínio conseguiu a neutralização das microesferas e oocistos e a remoção similar para ambos. Amburgey *et al.* (2005), comparando o desempenho dos processos convencional e biológico de filtração, encontraram similar padrão de remoção entre microesferas e oocistos.

Arnold e Emelko (2006) sugeriram a elevação dos volumes de amostra para até 2000 L nos processos analíticos de filtração para melhorar a detecção de oocistos e a contagem de microesferas em estudos de remoção desses parâmetros. Ladner *et al.* (2007) propuseram um sistema de escaneamento por laser para otimizar a detecção e contagem de microesferas nos estudos de avaliação desse parâmetro.

3.7.2 Demandas por pesquisas no controle do *Cryptosporidium* spp.

A publicação *Cryptosporidium* spp. da OMS (WHO, 2006a) traz uma revisão sobre os aspectos relevantes do controle da ocorrência e remoção relativos a esse microrganismo, identificando-o como de referência na avaliação do risco microbiológico da água de consumo. Nessa publicação, a OMS destaca prioridades para futuras pesquisas e lacunas no conhecimento sobre esse microrganismo.

Inicialmente, a OMS ressalta a importância de que futuras pesquisas invistam na avaliação da exposição, com destaque para melhorias na taxa de recuperação das metodologias de detecção, nos testes de confirmação dessa detecção e na definição específica e da infecciosidade dos oocistos (WHO, 2006a).

Ainda, dentro das prioridades de investimento em pesquisa no controle do *Cryptosporidium* spp., a OMS (WHO, 2006a) enfatiza sobre a importância do tratamento da água. Reconhece a enorme contribuição que os valores em log remoção e inativação dos estudos em escala de bancada e piloto têm significado na Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico (AQRM), mas salienta sobre a necessidade de avaliações locais de ocorrências e capacidades de remoção em cada sistema de abastecimento.

Considerando que variações de desempenho no tratamento da água podem depender de variações da qualidade da água no manancial, da vazão de captação, temperatura da água, entre outros fatores, é necessária a implementação de modelos de avaliação de desempenho das estações de tratamento em escala real, para uma adequada avaliação do risco de passagem de patogênicos para a água de consumo. Traspases de microrganismos ocorrem, mesmo em sistemas com razoáveis padrões de desempenho, embora ainda sejam escassos os registros de alguns desses eventos (WHO, 2006a).

Avaliações de desempenho das técnicas de tratamento são possíveis ao se aplicarem parâmetros de acompanhamento, como a turbidez e a contagem de partículas. Torna-se fundamental a avaliação das correlações entre as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e dos indicadores biológicos reconhecidos como os esporos aeróbios e anaeróbios, em condições iguais de operação (WHO, 2006a).

A Drinking Water Inspectorate (REINO UNIDO, 1999) responsável pela edição e divulgação das regulamentações inglesas sobre qualidade da água de consumo, em sua edição *Water Supply/Water Quality/Amendment*, corrigidas e emendadas em anos seguintes, dispõe recomendações, entre uma dezena de outras, para pesquisa e controle do *Cryptosporidium* spp.:

- monitoramento contínuo para o *Cryptosporidium* spp. em água tratada e investigação da correlação entre *Cryptosporidium* spp. e as condições de operação que possam determinar traspases de oocistos pelo tratamento;
- avaliação e desenvolvimento do uso de esporos de bactérias na estimativa de desempenho de tratamentos.

Discutidas a aplicabilidade e adequabilidade em se pesquisar a passagem de oocistos para a água de consumo, considerando o volume de amostra necessário para se estabelecer o controle, em vista do risco aceitável e do limite de detecção do método, as demais propostas de pesquisa são extremamente pertinentes no que tange avaliar processos de remoção.

Um processo de remoção deve ser de tal forma eficiente, independente da viabilidade e infecciosidade dos oocistos, mesmo porque não há diferença de remoção, considerando apenas as propriedades intrínsecas dos processos físico-químicos das operações de

coagulação, floculação, decantação e filtração que compõem as técnicas do ciclo completo e filtração direta, em suas diversas variações.

3.7.3 Seleção de técnicas para estudos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp.

A Figura 3.4 apresenta as técnicas de tratamento da água que incorporam a filtração rápida em leito granular, destacando-se aquelas que são utilizadas neste estudo: ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração.

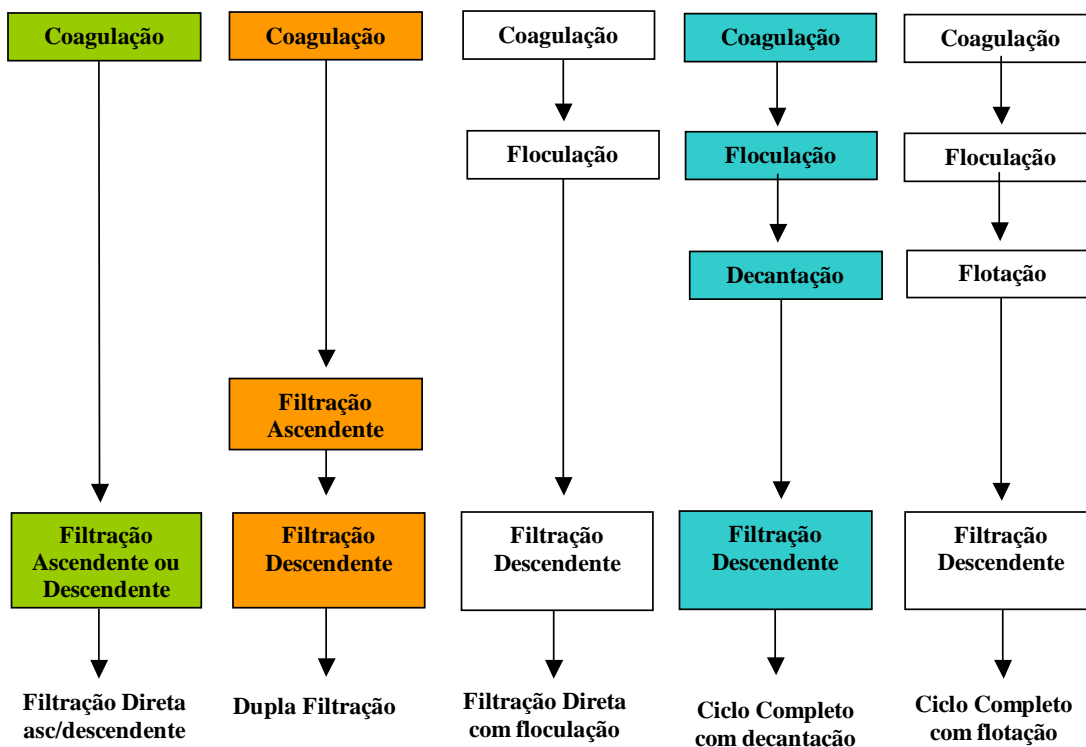


Figura 3.4: Processos de clarificação e filtração das técnicas de tratamento aplicando a filtração rápida em areia, antracito e pedregulho, destacando aqueles selecionados no presente estudo (Adaptado de Di Bernardo e Dantas, 2005).

A escolha dessas três técnicas reside, principalmente, na simplicidade de utilização das mesmas, sendo o ciclo completo e a filtração direta descendente técnicas aplicadas em todo o território nacional para tratamento de águas superficiais com vistas ao abastecimento público. Os critérios de seleção da técnica de tratamento estão ligados a questões operacionais, econômicas entre outras, segundo a Tabela 3.18, elaborada a partir de Heller e Casseb (1995), que compara alguns desses critérios para as técnicas da filtração direta, ascendente e descendente e o ciclo completo.

Entre os critérios descritos na Tabela 3.18, a capacidade de resistir ou absorver as variações de qualidade da água bruta é um dos principais na decisão de seleção da melhor técnica, notadamente quando a água apresenta contaminantes de reconhecida dificuldade de remoção e quando os limites determinados pela legislação são restritivos.

Tabela 3.18: Características de algumas técnicas de tratamento de água.

Parâmetro	Técnicas de Tratamento			
	Filtração lenta	Filtração direta descendente	Dupla Filtração	Tratamento convencional
Operação	Simples	Especializada	Especializada	Especializada
Consumo de coagulante	Nulo	Baixo	Baixo	Alto
Resistência à variação da qualidade da água	Baixa	Baixa	Moderada	Alta
Limpeza dos filtros	Raspagem da camada superficial	Fluxo ascendente	Fluxo ascendente	Fluxo ascendente
Porte da estação	Usual limitar a pequenas instalações	Sem limitações	Sem limitações	Sem limitações
Custo de implantação (US\$/hab)	10 a 100	2 a 30	5 a 40	10 a 60
Necessidade de área	Grande	Pequena	Pequena	Média

A Tabela 3.19, obtida de DiBernardo, 2003, apresenta algumas características de água destinada a potabilização e os limites que podem determinar a seleção entre os diferentes tipos de tratamento. Observa-se que, quanto aos parâmetros microbiológicos, esses tipos de dados resumem-se a valores de indicadores convencionais, como coliformes, totais e termotolerantes que, segundo a literatura, são questionáveis em sua capacidade de determinar o risco microbiológico real, sendo discutível, inclusive, sua adoção como variável para seleção de processos de filtração.

Não há registros, nos estudos que avaliam o risco microbiológico associados à ocorrência de microrganismos patogênicos, que assegurem correlação com esses indicadores convencionais, tanto no aspecto de previsibilidade de persistência no manancial quanto no de resistência aos processos de tratamento de água para consumo humano.

Tabela 3.19: Limites de aplicação de diferentes técnicas de tratamento, em função da qualidade da água bruta.

Tipo de Tratamento	Valores máximos para a água bruta					
	Turbidez (uT)	Cor verdadeira (uH)	Ferro total (mg/L)	Manganês (mg/L)	NMP coliformes/100 mL	
					Totais	Termotol.
Filtração lenta	10	5	1	0,2	2.000	500
Pré-filtro + filtro lento	50	10	5	0,5	10.000	3.000
FiME	100	10	3	0,5	20.000	5.000
Filtração direta ascendente	100	100	15	1,5	5.000	1.000
Dupla filtração	200	150	15	2,5	20.000	5.000
Filtração direta descendente	25	25	2,5	-	2.500	500
Filtração direta descendente com floculação	50	50	2,5	-	5.000	1.000
Tratamento convencional**	250	*	2,5	-	20.000	5.000

Nota: NMP = Número Mais Provável/ * Depende do valor de turbidez; ** Para águas que excedem os limites do tratamento convencional este deverá ser complementado com processos especiais como pré-oxidação, ajuste de pH, aplicação de polímeros, utilização de carvão ativado, etc.

Outra abordagem, nesse mesmo aspecto, é avaliar, entre as técnicas de filtração direta, as características que são indicadas e limitantes à sua aplicação na produção de água de consumo, de acordo com a Tabela 3.20 obtida de Di Bernardo (2003). Da mesma forma, no aspecto microbiológico os parâmetros utilizados, coliformes e *Escherichia coli*, não correspondem ao risco microbiológico representado por agentes patogênicos com padrões de resistência e comportamento ao tratamento diferentes.

Tabela 3.20: Parâmetros de qualidade da água bruta sugeridos para as técnicas de filtração direta.

Características da Água bruta	Técnica de tratamento			
	Filtração direta descendente	Filtração direta ascendente	Dupla filtração [Pedregulho (asc) + areia ou CD (desc)]	Dupla filtração [Areia grossa (asc) + areia ou CD (desc)]
Turbidez (uT)	90% ≤ 10	90% ≤ 10	90% ≤ 100	90% ≤ 50
	95% ≤ 25	95% ≤ 25	95% ≤ 150	95% ≤ 100
	100% ≤ 100	100% ≤ 100	100% ≤ 200	100% ≤ 150
Cor verdadeira (uC)	90% ≤ 20	90% ≤ 20	90% ≤ 50	90% ≤ 50
	95% ≤ 25	95% ≤ 25	95% ≤ 75	95% ≤ 75
	100% ≤ 50	100% ≤ 50	100% ≤ 100	100% ≤ 100
Sólidos em suspensão (mg/L)	95% ≤ 25	95% ≤ 25	95% ≤ 150	95% ≤ 100
	100% ≤ 100	100% ≤ 100	100% ≤ 200	100% ≤ 150
Coliformes totais (NMP/100mL)	1000 ⁽¹⁾	1000 ⁽¹⁾	5000 ⁽¹⁾	5000 ⁽¹⁾
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	500 ⁽¹⁾	500 ⁽¹⁾	1000 ⁽¹⁾	1000 ⁽¹⁾
Densidade de algas (UPA/mL)	500	500	1000	1000
Taxa de filtração (m ³ m ⁻² d ⁻¹)	200-600	160-240	FAP: 80-180 FRD: 180-600 ⁽²⁾	FAAG: 120-240 FRD: 200-600 ⁽²⁾
Nº de DFI durante a carreira de filtração dos filtros ascendentes	NA	≥ 2	≥ 4	≥ 4

Nota: DFI – descarga de fundo intermediária; FAAG – filtro sem escoamento ascendente em areia grossa; FAP – filtro com escoamento ascendente em pedregulho; FRD – filtro rápido descendente; CD – camada dupla de antracito + areia; asc: ascendente/desc: descendente; NA – não se aplica.

Fonte: Di Bernardo (2003).

Kawamura (2000) discute, da mesma forma, os aspectos que influenciam a seleção da melhor técnica para o tratamento da água. Esse autor propõe técnicas de tratamento em função das características da água bruta, incluindo concentrações máximas de oocistos de *Cryptosporidium* spp., conforme a Tabela 3.21.

Tabela 3.21: Características de qualidade da água bruta e técnicas de tratamento.

Parâmetros/ Técnicas	Filtração direta	Ciclo completo
Turbidez (uT)	< 20	< 3000
Coliformes (N/mL)	< 10 ³	<10 ⁶
Algas (UPA/mL)	< 10 ³	< 10 ⁴
<i>Giardia</i> (N/100 L)	< 3	< 20
<i>Cryptosporidium</i> (N/100 L)	< 1	<10

Fonte: Adaptado de KAWAMURA (2000).

Kawamura, nesses dados apresentados na Tabela 3.21, não definiu as unidades para as concentrações de Coliformes (usualmente registrada por Unidades Formadoras de Colônias ou Número Mais Provável por 100 mL) e não indicou unidades para cistos e oocistos, aqui registradas como N^o para composição da tabela. Embora o volume de 100 L para a concentração de cistos e oocistos indicado pelo autor possa significar apenas um referencial, salientam-se as limitações desse volume na aplicação das técnicas usuais de detecção desses protozoários na maioria dos mananciais brasileiros, notadamente em períodos chuvosos.

Di Bernardo (2003) descreveu as condições em que a aplicação da técnica da Filtração Direta seria limitada:

- manancial com valores elevados da concentração de algas, de cor verdadeira ou de turbidez, ou de coliformes;
- suspeita da presença de vírus, protozoários e outros microrganismos patogênicos na água da fonte;
- variações bruscas dos parâmetros de qualidade na água da fonte;
- necessidade de dosagens elevadas de alcalinizante (ou acidificante) e de coagulante.

Segundo o autor, nessas condições, a dupla filtração pode ser considerada uma alternativa em potencial visando a produção de água potável. A escolha da dupla filtração, além de permitir

maior taxa de filtração na unidade ascendente, em areia ou pedregulho, proporciona maior remoção global de microrganismos, comparada à filtração direta, aumentando a segurança em relação à desinfecção final.

A técnica da dupla filtração não foi contemplada na *LT2ESWTR* (USEPA, 2006), provavelmente devida à escassez de estudos avaliando a eficiência dessa técnica na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e/ou por ser considerada uma variação da filtração direta. Embora seja caracterizada como técnica de filtração direta por não incorporar a etapa ou operação unitária da decantação, a dupla filtração se aproxima da arquitetura do ciclo completo por dispor de duas unidades destinadas à remoção física de impurezas.

Não se identificaram estudos, sejam em escalas piloto, sejam em escala real, avaliando a técnica da dupla filtração na remoção de protozoários, e, especificamente, de oocistos de *Cryptosporidium* spp. Considerando a ampliação da possibilidade de remoção de partículas conferida pelas duas unidades de filtração e pela simplicidade e custo de sua implantação e operação a técnica da dupla filtração deve ser melhor explorada em sua capacidade de remoção de oocistos.

É importante que seja avaliada esse potencial da dupla filtração, comparando-a a técnicas que incorporem diversas etapas ou operações unitárias como o ciclo completo, e simultaneamente à técnicas que apresentem menos unidades de remoção como a técnica da filtração direta (ascendente ou descendente). Ampliando o processo de avaliação da dupla filtração, é importante que essa técnica seja comparada quanto a algumas das características da água bruta, como a variação da turbidez.

O delineamento dos experimentos deve proporcionar que o ciclo completo e a filtração direta, técnicas aplicadas na maioria dos sistemas de abastecimento do Brasil que utilizam fontes superficiais, sejam comparadas à dupla filtração, avaliando-se suas eficiências na remoção de oocistos e de parâmetros candidatos a indicadores dessa remoção, como a própria turbidez, microesferas e esporos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 A Concepção da ETA Piloto

A Estação Piloto de Tratamento de Água – ETA Piloto – foi projetada para contemplar as principais operações unitárias convencionalmente aplicadas nos processos de tratamento pela maioria dos sistemas de tratamento em nosso país.

Além disso, como proposta, as unidades de tratamento deveriam ser instaladas com suas tubulações, registros e conexões de tal forma a permitir a flexibilidade do tratamento. Ou seja, proporcionar ao operador a escolha e definição de um caminho sequencial de tratamento, interligando as operações unitárias selecionadas.

A concepção inicial foi sendo alterada em função de novas observações, ideias e correções necessárias, identificadas nas fases de proposição do projeto de engenharia pela firma que desenvolveu o projeto final.

Foram instalados dois tanques para armazenamento de água de estudo, com 5 m³ de capacidade cada um; construídos em polietileno de alta resistência, com fundos cônicos para que toda a água fosse liberada para o tratamento. Os tanques são graduados de 100 em 100 litros. Foi instalado, em cada um, motor de 3 CV, comandado por inversores de frequência, com eixo em inox de 180 cm, dois pontos de hélices, em asa, para agitação da massa líquida e homogeneização da água de estudo.

Nas saídas dos dois tanques foi instalada uma caixa de 100 litros, com boia para manutenção do nível da água vinda dos tanques. Um conjunto moto-bomba, com duas unidades, foi montado para a operação em série ou em paralelo, que faz o recalque de água de estudo para uma caixa de distribuição, que permite a opção de saídas para as duas unidades de mistura rápida.

As unidades de mistura rápida compõem-se de duas câmaras, mecanizadas, para a operação da coagulação, sendo uma unidade utilizada para aplicação no processo do ciclo completo e outra para os processos da filtração direta descendente e da dupla filtração. Ambas as câmaras recebem tubulação com dutos plásticos de injeção de reagentes, coagulantes e auxiliares de coagulação e de correção de pH, a partir de duas bombas dosadoras.

Foram instaladas quatro câmaras circulares, septadas, com mecanização eletro-eletrônica, para a operação da floculação no processo do ciclo completo. Os motores e agitadores em hélice horizontal são comandados por inversores de frequência que viabilizam a seleção das velocidades de mistura lenta. Uma tubulação alimenta a água floculada a três diferentes câmaras e processos para a operação de separação: um decantador de alta taxa, um decantador de manta de lodo e um flutador, sendo que o sistema permite a operação simultânea desses três tipos de operação.

Das três câmaras utilizadas para as operações de separação saem tubulações que direcionam a água em processo de tratamento para três unidades de filtração: um filtro rápido descendente com 200 mm de diâmetro, montado com leito misto de areia e antracito; outro filtro rápido descendente com 250 mm de diâmetro, montado com leito simples de areia.

A terceira unidade de filtração rápida dispõe de um conjunto de filtro ascendente e filtro descendente que compõem a dupla filtração. O filtro ascendente de 250 mm de diâmetro foi montado com quatro camadas de pedregulhos de 30 mm de espessura e o filtro descendente, com 200 mm de diâmetro, foi montado com leito filtrante com areia.

A ETA Piloto ainda conta com três câmaras para a desinfecção, embora esse processo não tenha sido aplicado no presente estudo. No momento dos testes e carreiras, a ETA Piloto estava instalada ao lado do Laboratório Central da Divisão de Pesquisas e Controle da Qualidade da Água – DVQA – da Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA – na região do Cercadinho, Belo Horizonte.

4.2 A montagem e composição da ETA Piloto

A composição da ETA Piloto está demonstrada nas Figuras 4.1 a 4.20, as quais apresentam esquemas e fotografias.

As Figuras 4.1 e 4.2 apresentam, respectivamente, a planta baixa e o perfil da ETA Piloto. As Figuras 4.3 e 4.4 apresentam uma vista geral da instalação piloto pronta, sendo que a Figura 4.4 destaca alguns componentes da ETA.

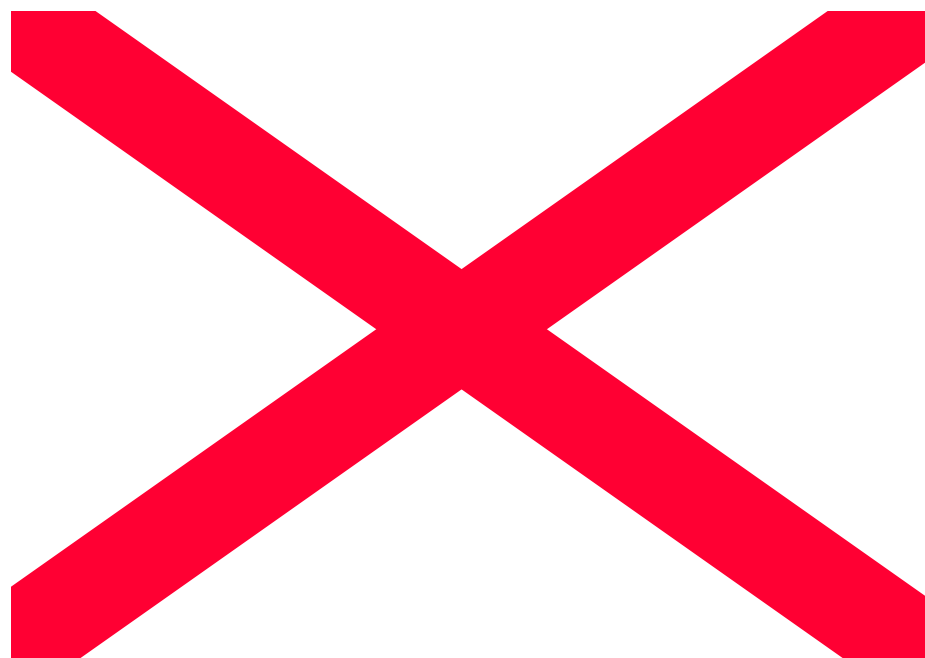


Figura 4.1: Planta baixa da ETA Piloto.

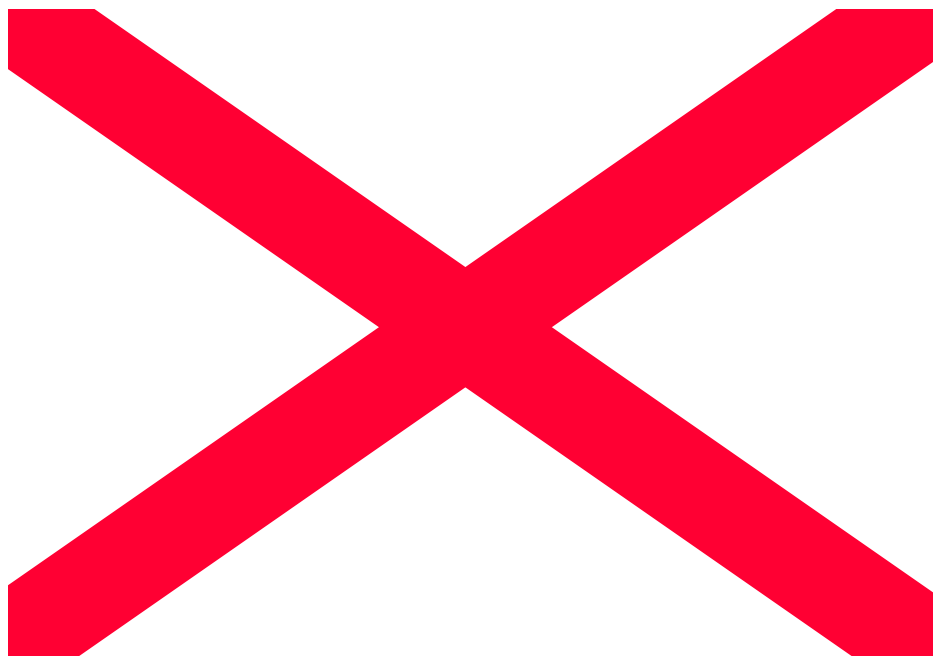


Figura 4.2: Perfil da ETA Piloto.



Figura 4.3: Vista geral da ETA Piloto.

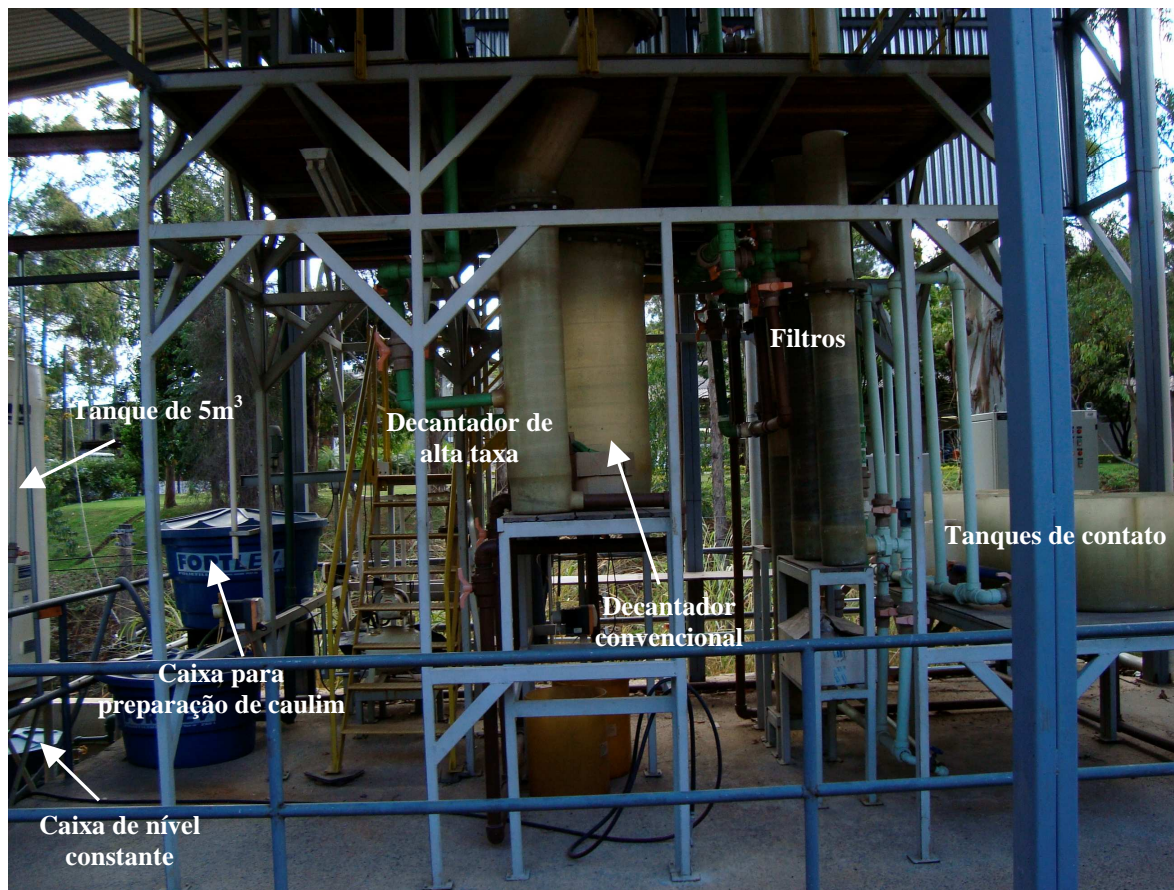


Figura 4.4: ETA Piloto – detalhes.

As Figuras 4.5 e 4.6, mostram, respectivamente, o sistema de preparação de água com caulim (caixa e motor de agitação) e os dois tanques de 5 m³ para manutenção da água de estudo e onde foram inoculados oocistos, microesferas e esporos aeróbios.

Motor com haste de agitação ———→



Figura 4.5: Caixa e motor para preparação de caulim.



Figura 4.6: Tanques de 5m³ para preparação da água de estudo.

A Figura 4.7 mostra a fotografia da caixa de água de 100 litros para a manutenção de nível constante da água vinda dos tanques. Um conjunto moto-bomba está instalado ao lado da caixa para o recalque da água de estudo para a ETA Piloto. A Figura 4.8 apresenta o desenho de projeto da caixa de mistura rápida. A ETA Piloto dispõe de duas unidades de mistura rápida com motores elétricos para provisão dos gradientes de velocidade (vide Figura 4.9).



**Caixa para
manutenção do
nível de água**

**Conjunto moto-bomba
para recalque da água
dos tanques**

Figura 4.7: Caixa de nível constante e conjunto moto-bomba.

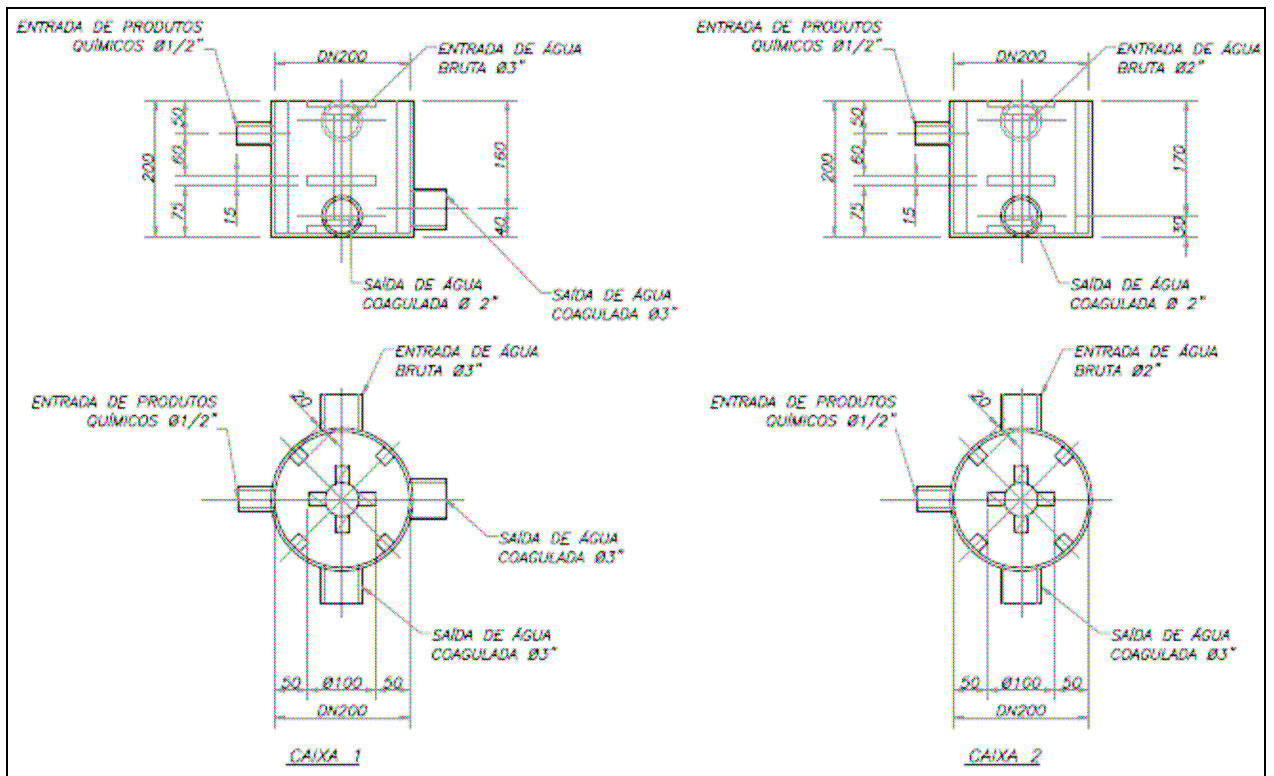


Figura 4.8: Projeto da caixa de mistura rápida.

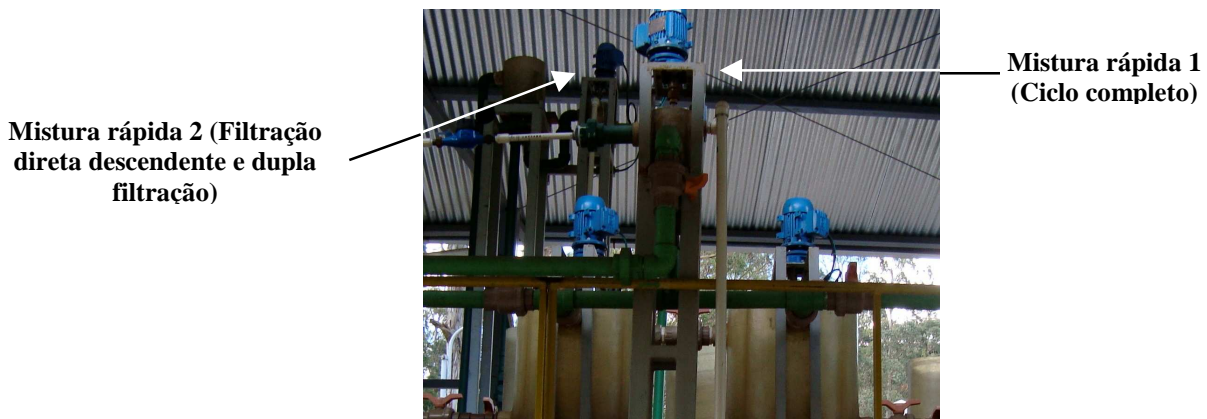


Figura 4.9: Tanques de mistura rápida.

A bomba dosadora é Prominent, tipo Gala 1000. As Figuras 4.10 e 4.11 apresentam, respectivamente, a fotografia dos floculadores e o desenho do projeto. O sistema é composto de 4 câmaras de mistura lenta e 4 motores com hastes de agitação; os motores são dotados, cada um, de inversor de frequência, instalados no quadro de comando. Esses inversores

(Modelo CFW 10, Easydrive Clean – WEG) possibilitam a seleção de velocidades e a definição dos gradientes nos floculadores.



Figura 4.10: Floculadores.



Figura 4.11: Projeto dos floculadores.

A Figura 4.12 apresenta o desenho do projeto do decantador de escoamento vertical ascendente. A concepção desse decantador prevê a manutenção de manta de lodo para o processo de sedimentação dos flocos. A Figura 4.13 ilustra detalhes do decantador, com a primeira fotografia mostrando, em detalhe, a calha de escoamento da água decantada. Embora não perceptível na fotografia, a calha é provida de crivos (orifícios) laterais, ao longo da mesma, para coleta da água decantada.

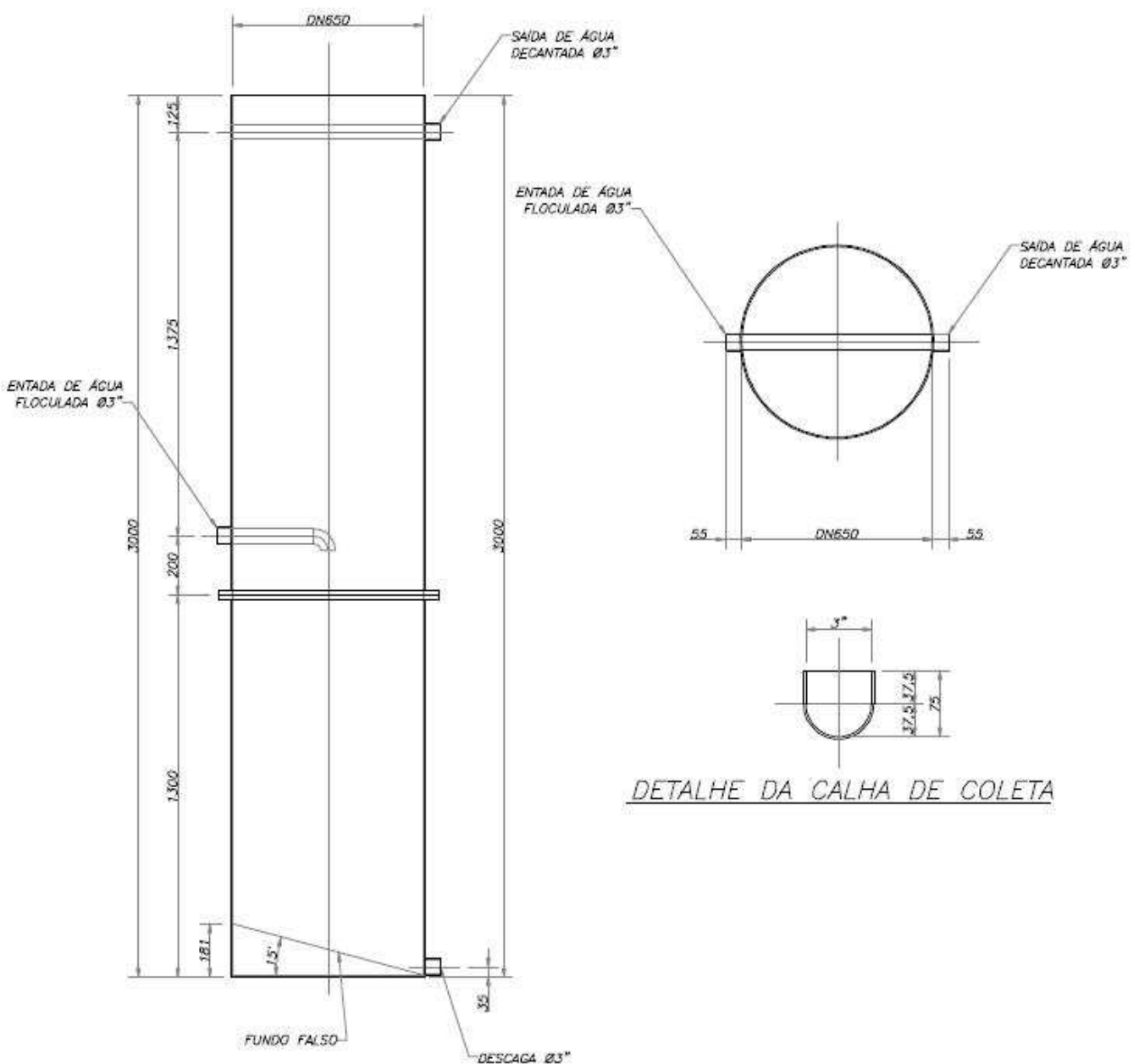


Figura 4.12: Projeto do decantador convencional de escoamento vertical.

Esses orifícios foram feitos *a posteriori* do projeto e instalação, no sentido de ajustar os níveis hidráulicos entre entrada e saída da água nos flocladores e de transbordamento da água decantada.



Figura 4.13: Decantador convencional de escoamento vertical.

A Figura 4.14 apresenta o desenho do projeto do filtro de fluxo descendente, de camada simples de areia, que compõe o sistema de dupla filtração da ETA Piloto. A Figura 4.15 apresenta desenho do projeto do filtro descendente de camada dupla (areia e antracito) utilizado nas carreiras de tratamento pelas técnicas do ciclo completo e da filtração direta.

A Figura 4.16 apresenta o desenho do projeto do filtro ascendente para as carreiras da dupla filtração. Essa unidade de filtração ascendente foi montada com 4 camadas de pedregulho. A Figura 4.17 mostra fotografias do conjunto de filtros descritos, incluindo um quarto filtro, descendente, de camada simples de areia, não utilizado nas carreiras deste estudo. A Figura 4.18 mostra vista frontal do quadro de comando elétrico para viabilizar a operação e controle de motores de agitação, conjunto moto-bomba, bombas dosadoras, inversores de frequência e iluminação da ETA Piloto. Informações sobre motores e bombas que compõem a mecanização da instalação estão na Tabela 4.1.

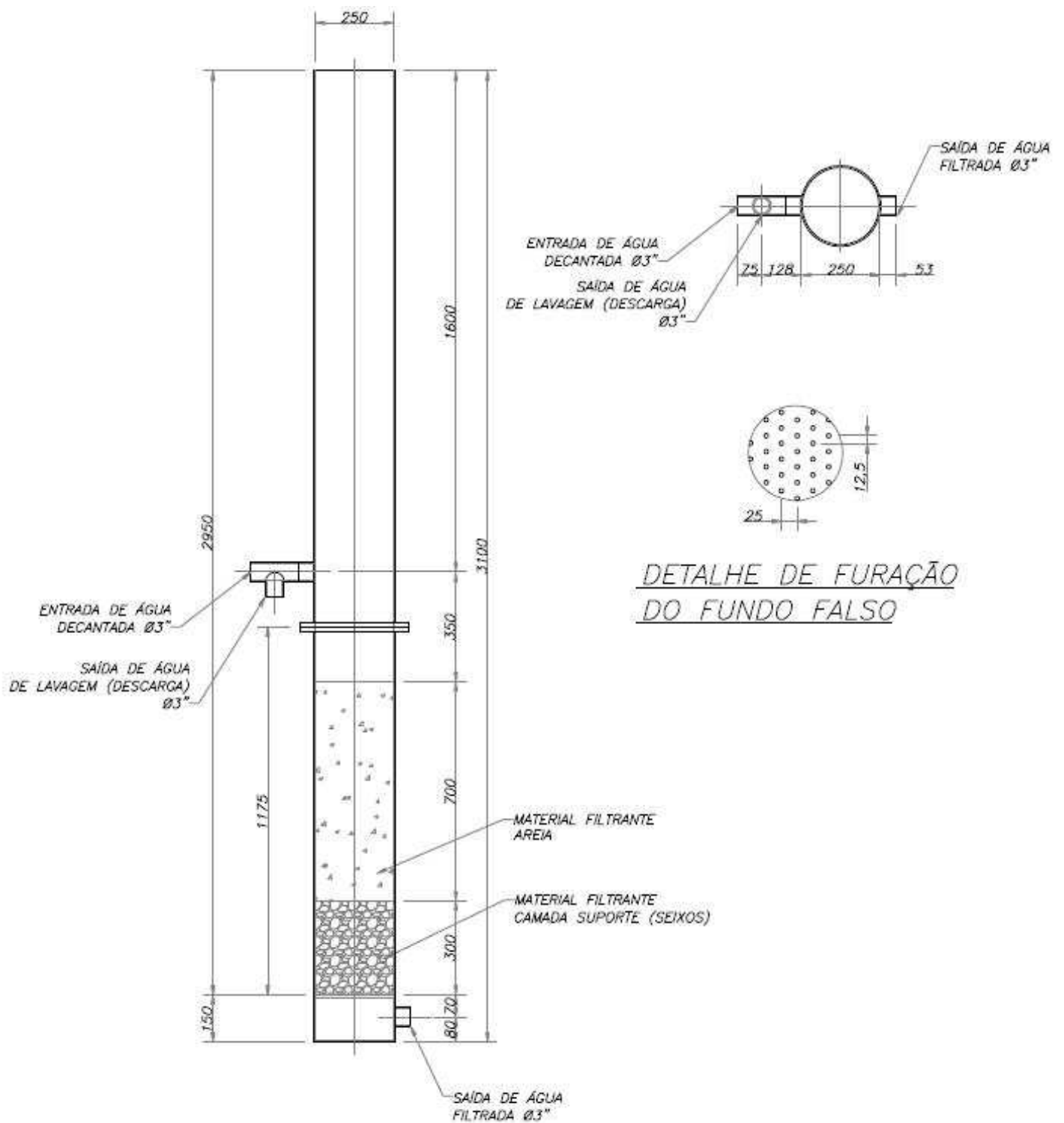


Figura 4.14: Projeto do filtro descendente de camada simples.

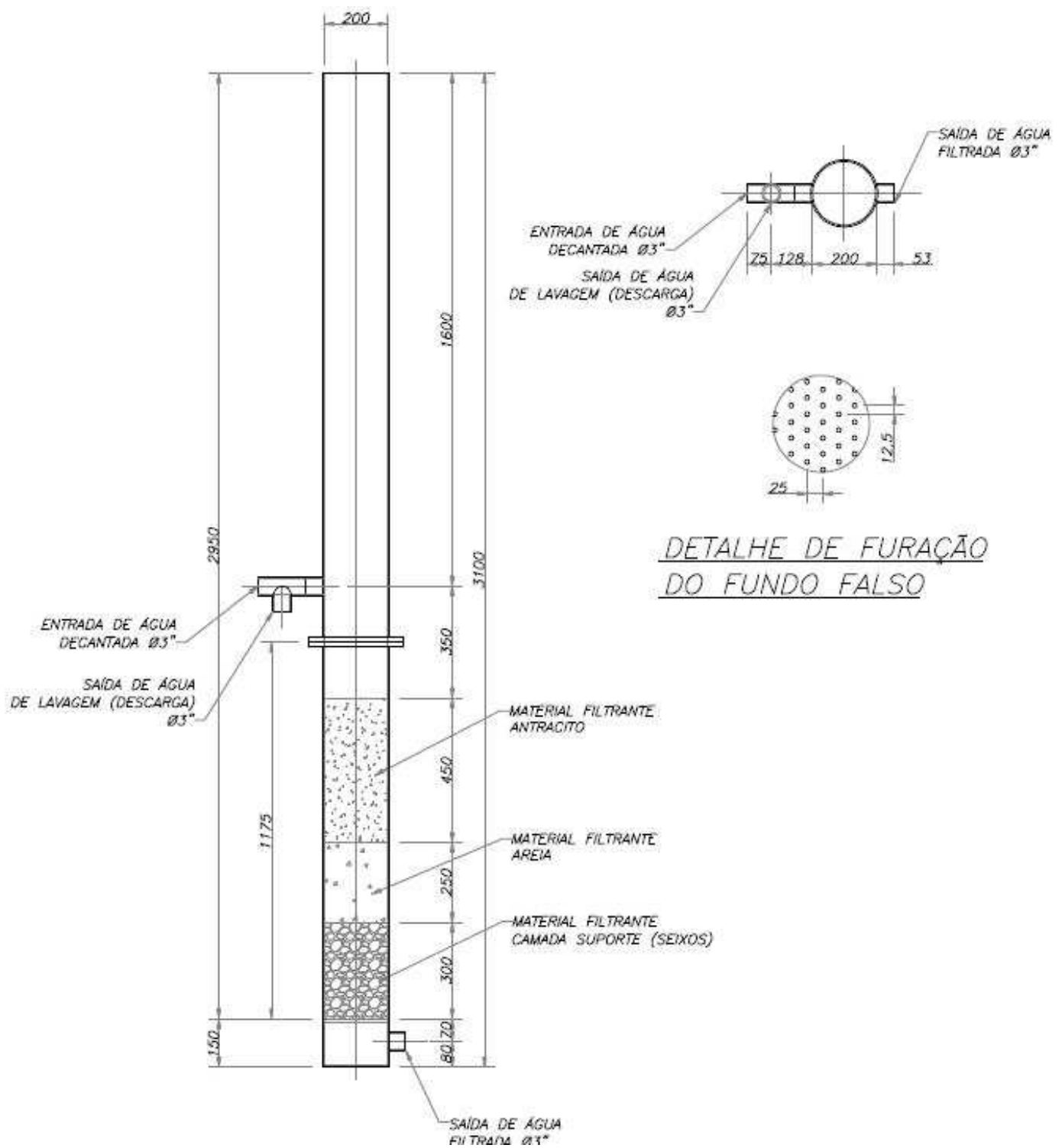


Figura 4.15: Projeto do filtro da filtração direta (descendente camada dupla).

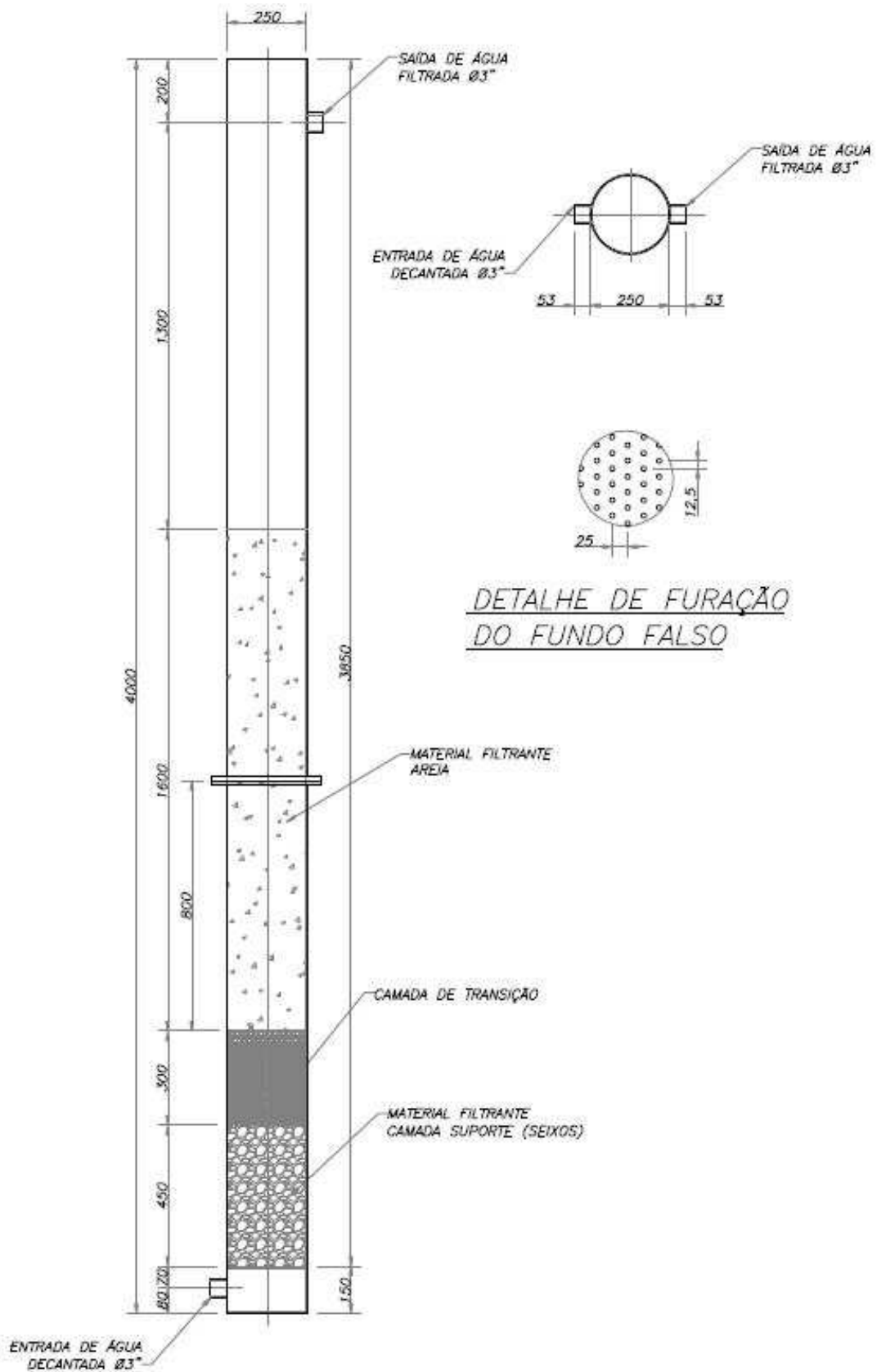


Figura 4.16: Projeto do primeiro filtro da dupla filtração (ascendente).



Figura 4.17: Filtros para as técnicas de ciclo completo e filtração direta descendente e dupla.

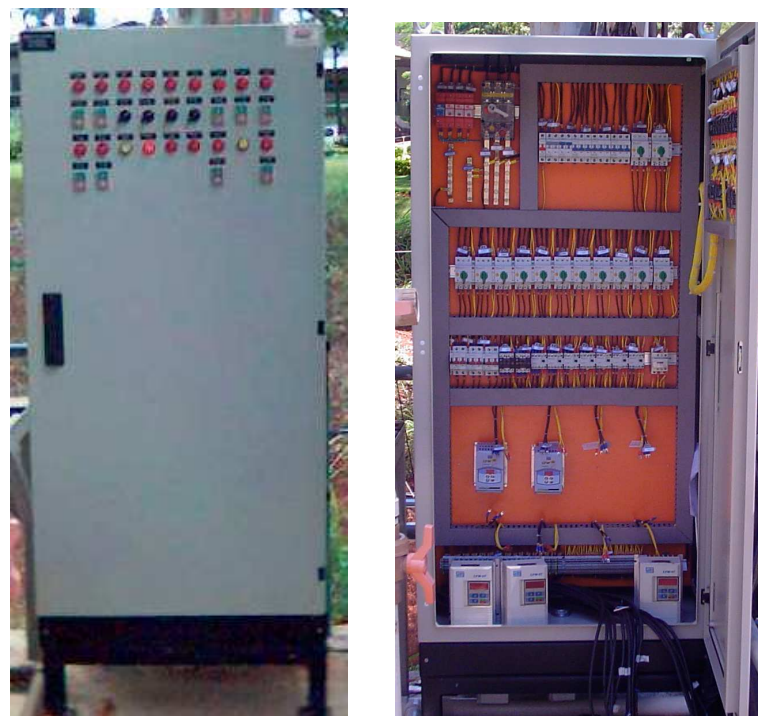


Figura 4.18: Quadro de comando da ETA Piloto.

A Tabela 4.1 apresenta informações dos motores e bombas que compõem a ETA.

Tabela 4.1: Motores e bombas componentes da ETA Piloto.

Motor / Bomba	Função	Características técnicas
Um motor agitador	Agitação água com caulim	0,33 HP; 60 Hz; 1750 rpm com redutor para 400 rpm; Trifásico; inversor de frequência
Uma bomba submersa	Recalque da água de caulim para os tanques	½ HP; ABS 1000
Dois Motores agitadores	Agitação das hastes de agitação da água de estudo nos tanques	60 Hz; 1750 rpm; tensão de 127 V; Trifásico; inversor de frequência
Um conjunto moto bomba com 2 motores e 2 bombas	Recalque da água de estudo	60 Hz; 0,5 CV; 1750 rpm; tensão de 127 V; Vazão 1,0 m ³ /h; motor de indução assíncrono com rotor em curto circuito, monofásico; partida direta
Dois conjuntos Motor e misturador	Para mistura rápida	0,33 CV, 1750 rpm; 220/380 V; 60 Hz; Trifásico; partida direta
Três bombas dosadoras	Dose de coagulante	60 Hz; 127/220 V; Vazão de 4 litros por minuto; pressão de 7,5 bar, moto redutor monofásico
Quatro conjuntos motores misturadores	Para floculadores	Rotação do eixo de saída 400 rpm

Nota: A montagem da ETA piloto ainda contém 01 conjunto de moto compressor (1/2 HP; 0,3 KW; 04 polos; 1720 rpm; 110/220 V) e 02 conjuntos moto bomba 60 Hz; 0,5 CV; 1750 rpm para o processo de flotação, não aplicado neste estudo.

As Figuras 4.19 e 4.20 são desenhos esquemáticos, croquis, do conjunto de instalações que compõem a ETA Piloto. O desenho da Figura 4.19 estratifica, esquematicamente, os itens que compõem as operações unitárias, identificando a sequência de tratamento pelas três técnicas utilizadas e apresenta as principais características desses componentes. A Figura 4.20 apresenta um croqui, esquemático, das peças que compõem a ETA Piloto, identificando recipientes, caixas, motores e bombas que constituem a instalação.

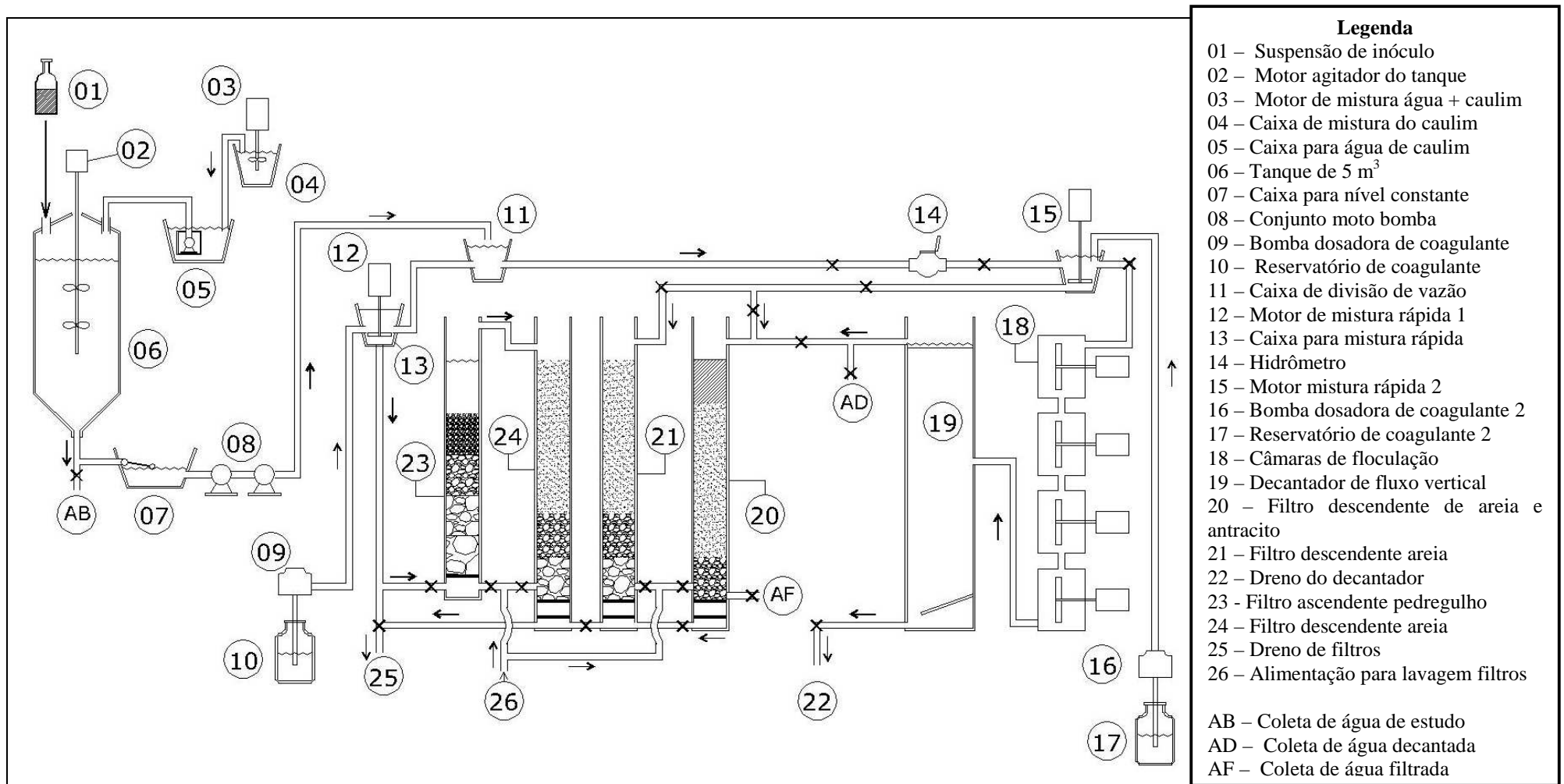


Figura 4.19: Croqui da ETA Piloto.

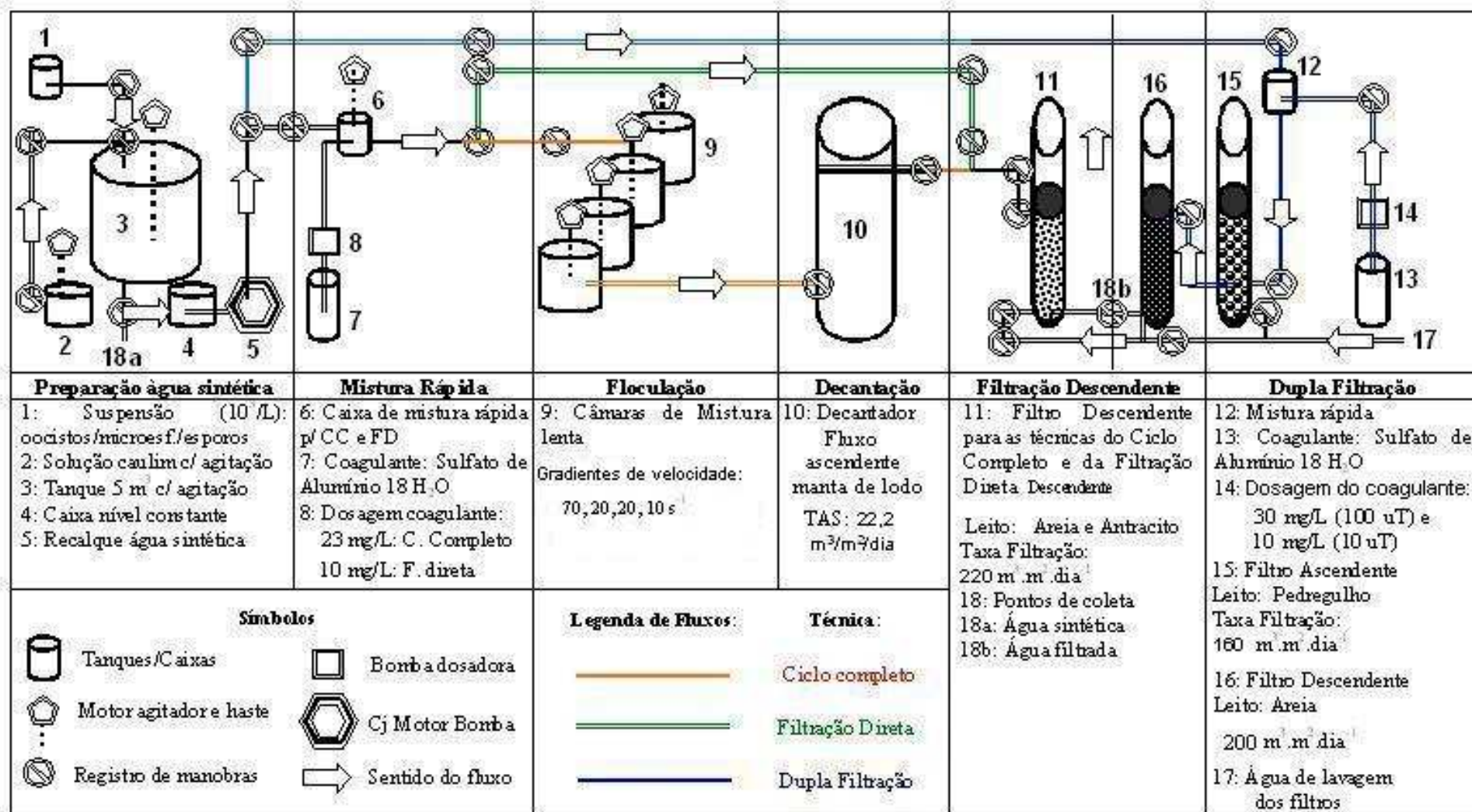


Figura 4.20: Especificações da ETA Piloto.

As Tabelas 4.2, 4.3 e 4.4 apresentam características das unidades que compõem, respectivamente, as técnicas do ciclo completo, da dupla filtração e da filtração direta descendente.

Tabela 4.2: Características das unidades componentes da técnica do ciclo completo da ETA Piloto.

Ciclo completo			
Mistura rápida		Floculador	
Vazão (L/s)	0,08	Vazão (L/s)	0,08
Comprimento (m)	0,115	Número de câmaras	4
Largura (m)	0,115	Diâmetro (m)	0,500
Altura útil (m)	0,150	Altura útil (m)	0,600
Tempo de detenção (s)	10,7	Volume final (m ³)	0,118
Gradiente de velocidade (s ⁻¹)	700	Tempo de detenção (min)	42,4
Decantador		Filtro Descendente Areia Antracito	
Vazão (L/s)	0,08	Diâmetro	200 mm
TAS (m ³ /m ² .dia)	25	Taxa de filtração (m ³ /m ² .d ⁻¹)	220
Área (m ²)	0,32	Camada suporte 2,38 a 12,7 mm	450 mm
Diâmetro (m)	0,65	1 ^a . camada areia 0,42 a 0,64	250 mm
-	-	2 ^a . camada areia 0,66 a 0,86	250 mm
-	-	3 ^a . camada areia 0,88 a 1,24	250 mm
-	-	antracito 0,71mm a 2,83 mm	450 mm

Tabela 4.3: Características das unidades componentes da tecnologia da dupla filtração da ETA Piloto.

Dupla filtração			
Mistura rápida		Filtro Ascendente de Pedregulho	
Vazão (L/s)	0,08	Diâmetro	250 mm
Comprimento (m)	0,115	Altura total da coluna	4000 mm
Largura (m)	0,115	Altura do leito de pedregulho	1,20 m
Altura útil (m)	0,150	1 ^a . camada pedregulho 19,0 – 25,4	300 mm
Tempo de detenção (s)	10,7	2 ^a . camada pedregulho 9,6 – 15,9	300 mm
Gradiente de velocidade (s ⁻¹)	700	3 ^a . camada pedregulho 3,2 – 6,4	300 mm
		4 ^a . camada pedregulho 1,41 – 2,4	300 mm
		Taxa de filtração (m ³ /m ² .d ⁻¹)	180
Filtro Descendente Areia			
Diâmetro		200 mm	
Altura total da coluna		2400 mm	
Altura do leito de areia		1200 mm	
Faixa (min. e max.) da camada de areia com granulometria em mm		0,42 e 1,20	
Tamanho específico		0,68	
Coeficiente de uniformidade		1,4	
Taxa de filtração (m ³ /m ² .d ⁻¹)		220	

Tabela 4.4: Características das unidades componentes da tecnologia da filtração direta descendente da ETA Piloto.

Filtração Direta Descendente			
Mistura rápida		Filtro Descendente de Areia	
Vazão (m ³ /h)	0,08	Diâmetro	200 mm
Comprimento (m)	0,115	Altura total da coluna	2950 mm
Largura (m)	0,115	Taxa de filtração (m ³ /m ² .d ⁻¹)	220
Altura útil (m)	0,150	Camada suporte 2,38 a 12,7 mm	450 mm
Tempo de detenção (s)	10,7	1 ^a .camada areia 0,42 a 0,64 mm	250 mm
Gradiente de velocidade (s ⁻¹)	700	2 ^a . camada areia 0,66 a 0,86 mm	250 mm
-		3 ^a . camada areia 0,88 a 1,24 mm	250 mm
-		antracito 0,71mm a 2,83 mm	450 mm

A dose de coagulante e os gradientes de floculação para o ciclo completo que foram estabelecidos para os experimentos, a partir dos ensaios de bancada, foram definidos na opção de se trabalhar com condições otimizadas de pH e dose de coagulante, e taxas estabelecidas em pesquisas, de acordo com Di BERNARDO, 2003 e por estudos similares (DUGAN *et al.*, 2001), em que foi verificada a maior remoção de oocistos em condições adequadas de coagulação.

4.3 Os ensaios de bancada

Os procedimentos de preparação da água de estudo e os ensaios de bancada foram realizados no Laboratório Central da DVQA – COPASA. Os ensaios de bancada compreenderam procedimentos para determinação de concentrações de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, microesferas fluorescentes e esporos aeróbios de *Bacillus subtilis*. Outros ensaios incluíram os testes de jarros (conforme Tabela 4.5 e Figura 4.21) e todas as análises para determinações físicas (cor aparente, turbidez e temperatura e microesferas), químicas (pH e alcalinidade) e microbiológicas (oocistos e esporos).

Tabela 4.5: Valores de gradientes de velocidade e tempo de agitação para mistura rápida e floculação e velocidades de sedimentação para testes de jarros segundo PROSAB (2006).

Mistura rápida		Floculação		Sedimentação	
Gradiente de velocidade	800 s ⁻¹	Gradiente de velocidade	30 s ⁻¹	V _s	1,0 cm/min.
Tempo de agitação	30 s	Tempo de agitação	25 min.		

As concentrações de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos e aeróbios de *Bacillus subtilis* e microesferas fluorescentes foram utilizadas na faixa de 10⁵ unidades por litro para o ensaios de bancada devido aos reduzidos volumes de amostras (próximos a 100 mL),

possíveis de serem amostrados nos béqueres (jarros) que possibilita sua detecção, após possíveis remoções, em concentrações mensuráveis pelas técnicas disponíveis de análises.

Essas inoculações de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos e aeróbios de *Bacillus subtilis* e microesferas fluorescentes, na fase de ensaios de bancada serviram mais como aprendizado, uma vez que o objetivo dos testes em jarro foi o de obter um diagrama de coagulação, com as definições de dose, pH e gradientes para remoção da turbidez.












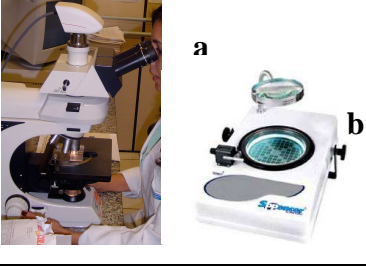
		
<p>1. Preparação da solução concentrada de caulim utilizando o equipamento Jar test Nova Ética 218/LDB-6</p>	<p>2. Preparação da água com caulim em reservatório de 100L</p>	<p>3. Distribuição da água de estudo nos jarros</p>
		
<p>4. Aplicação do coagulante e produto químico para ajuste de pH</p>	<p>5. Aplicação de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i>, microesferas de poliestireno e esporos de <i>Bacillus subtilis</i> ($10^5/L$) na água dos jarros</p>	
		
<p>6. Realização do ensaio</p>	<p>7. Coleta das amostras</p>	<p>8. Leitura de turbidez e pH</p>
		
<p>9. Filtração das amostras para contagem dos esporos</p>	<p>10. Filtração das amostras para oocistos e microesferas</p>	<p>11. Observação e contagem de oocistos e microesferas (a) e esporos (b).</p>

Figura 4.21: Esquema dos ensaios por testes de jarros.

4.4 Os ensaios na ETA Piloto

As doses de sulfato de alumínio e das condições gerais de operação para a filtração direta e dupla filtração foram definidas em ensaios nas próprias instalações da ETA Piloto, conforme apresentado na Tabela 4.6. Foram adotadas, inicialmente, as doses, gradientes de velocidade e valores de pH obtidos dos ensaios do teste de jarros realizados para o ciclo completo.

Os ensaios foram realizados com água de estudo, com simulação de turbidez utilizando o caulim, preparada nos tanques de 500 e de 250 litros. A turbidez foi de $10 \pm 0,5$ uT para os ensaios da filtração direta e de $10 \pm 0,5$ e de 100 ± 5 uT para os ensaios da dupla filtração. Não foram elaborados diagramas de coagulação para esses ensaios, considerando os dados pré-definidos.

Tabela 4.6: Valores médios remanescentes de turbidez e valores médios de pH em função das doses de sulfato de alumínio nos ensaios em escala piloto para definição da dose de aplicação nas carreiras de tratamento por dupla filtração (turbidez inicial de 100 ± 5 e $10 \pm 0,5$ uT) e filtração direta descendente.

Dose sulfato de alumínio (mg/L)	Dupla filtração (turbidez inicial 100 ± 5 uT)		Dupla filtração (turbidez inicial $10 \pm 0,5$ uT)		Filtração direta descendente (turbidez inicial $10 \pm 0,5$ uT)	
	turbidez (uT)	pH	turbidez (uT)	pH	turbidez (uT)	pH
5			0,45	7,1	0,54	7,2
10			0,23	7,2	0,17	7,4
15	1,10	7,6	0,34	7,4	0,32	7,3
20	1,32	7,4	0,54	7,4	0,42	7,5
25	1,12	7,4				
30	0,56	7,3				

4.5 Preparação da água de estudo

4.5.1 Simulação da turbidez com caulim

4.5.1.1 Características do caulim micronizado

Na preparação da água de estudo, foi utilizada água de poço tubular profundo, da própria região em que foi instalada a ETA piloto. O caulim utilizado na produção de turbidez da água de estudo foi o caulim industrial micronizado, obtido da firma Prominérios, Imirim, SP. O caulim, silicato hidratado de alumínio, apresenta, segundo as características químicas (Anexo 10.2), 47,3% de SiO_2 , 36,3% de Al_2O_3 e 9,3% de K_2O , como componentes principais. O pH é de $7,7 (\pm 1,0)$ e peso específico de $2,60 (\pm 0,05)$ g/cm³.

4.5.1.2 Ensaio de estabilidade

Após ensaios com vários outros pesos, 20 kg de caulim foi adicionado por litro de água, segundo metodologia empregada por Di Bernardo (2004). Para avaliar sua estabilidade à sedimentação, foram realizados ensaios em bancada no sentido de verificar o tempo necessário para que a turbidez não decaísse. Esse tempo foi utilizado para preparação da água de estudo com turbidez de 10 e de 100 uT para os ensaios de bancada e base para cálculo da preparação da água de estudo para as carreiras na instalação piloto.

Nesses ensaios, além de ser obtido o tempo de estabilidade, foram estabelecidos os tempos e velocidades de agitação, ainda baseando-se nos dados registrados por Di Bernardo (2004).

O peso e tempo de saturação da água com o caulim obtidos em escala de bancada foram utilizados como referência para a preparação da água de estudo para os experimentos em escala piloto.

4.5.2 Características das águas de estudo

A Tabela 4.7 mostra dados relativos às características químicas e físicas da água de estudo.

Tabela 4.7: Características das águas de estudo.

Tipo de água	Alcalinidade total (mg/L de CaCO ₃)	pH	Cor aparente (uC)	Turbidez (uT) *
Água com turbidez de 10 ± 0,5 uT	24,4 ± 3,3	7,4 ± 0,2	10	10,1 ± 0,4
Água com turbidez de 100 ± 5 uT	28,4 ± 2,8	7,6 ± 0,1	82,7 ± 8,1	99,8 ± 1,1

* Medidas reais para avaliar o valor de turbidez pretendido (10 ± 0,5 e 100 ± 5 uT).

4.5.3 Suspensões de oocistos de *Cryptosporidium parvum*

4.5.3.1 Fonte e adequação da suspensão de oocistos

As suspensões de oocistos para os ensaios de bancada e piloto foram fornecidas pelo Laboratório de Parasitologia da Universidade do Triângulo Mineiro. Os oocistos de *Cryptosporidium parvum*, viáveis, tinham sido obtidos de fezes humanas e/ou bovinas, repassadas para bezerros recém-nascidos.

Os oocistos foram preservados em solução de dicromato de potássio 2,5 a 4,0 %. Após a etapa de purificação esses oocistos foram suspensos em solução de tampão fosfato (PBS) contendo antibióticos e Tween 20 (PBS/Antibióticos/0,01% Tween 20).

Os oocistos de *Cryptosporidium parvum* foram transportados em tubos de ensaio com suspensões líquidas de 10 mL com contagens de 10^8 oocistos, ainda viáveis. As suspensões foram mantidas em refrigeração com temperaturas entre 4 e 10°C. Os oocistos foram inativados para segurança de manuseio e de aplicação, assim como para descarte sanitário dos drenos e efluentes de ensaios pilotos.

4.5.3.2 Inativação de oocistos

Antes da inativação a suspensão de oocistos é submetida a uma avaliação da integridade das paredes através de ensaios em observação microscópica após exposição ao 4',6-diamidino-2-fenilindol (DAPI). Os oocistos preservados, ainda viáveis, apresentam parede intacta, com contornos preservados, em sua maioria. Para avaliar a eficiência da inativação dos oocistos são necessários testes específicos com camundongos ou cultivo de células humanas. O ensaio com o corante DAPI não determina prova suficiente de verificação da condição de viabilidade de oocistos,

Os oocistos foram inativados, segundo orientações do profissional da Universidade do Triângulo Mineiro, por exposição da suspensão inicial de 10 mL a 10 mL de solução 10% de formaldeído (formalina) por 1 hora. Alíquotas dessa suspensão de oocistos, após exposição ao formaldeído, foram observadas em microscópio, após exposição ao DAPI, para avaliação da manutenção da integridade das paredes dos oocistos que poderia ser um fator de interferência nas respostas desses oocistos aos processos de incorporação de soluções de Isotiocianato de fluoresceína – FITC.

Não foram notados danos significativos na maioria dos oocistos submetidos à inativação que compromettesse os objetivos do estudo.

4.5.3.3 Estabelecimento da concentração de aplicação

A partir das suspensões de 20 mL (10 mL de suspensão inicial e 10 mL de solução de formaldeído) foram calculados os volumes de aplicação em ensaios de bancada e piloto. Para os ensaios de bancada foram avaliadas diferentes concentrações; para as carreiras na

instalação piloto foram diluídas as suspensões de 10^8 oocistos dos 20 mL, de onde foram retirados 5,0 mL para 1,0 litro de solução aquosa de aplicação, com aproximadamente, $2,5 \times 10^7$ oocistos por litro. Após cada inoculação e 2 horas de agitação no tanque de 4.000 litros, obtinham-se amostras que foram submetidas à avaliação de concentração em câmara de Neubauer. Os testes de validação dessa padronização proporcionaram o estabelecimento de uma concentração, aproximada, de 5×10^3 oocistos por litro, com mínimo de $4,2$ a $5,6 \times 10^3$ oocistos.

4.5.4 Suspensões de microesferas

4.5.4.1 Fonte e características das microesferas

As microesferas são partículas em poliestireno e carboxilato, autofluorescentes, esféricas com diâmetro de $4,675 (\pm 0,208)$ micrômetros, e densidade de $1,045$ g/mL. O corante químico de fluorescência tem propriedade química hidrofóbica. As microesferas têm, ao microscópio, excitação máxima a 458 nanômetros e emissão máxima a 540 nanômetros. Sua fluorescência é similar àquela conferida aos oocistos pelo Isotiocianato de fluoresceína (FITC), porém com halos de fluorescência que a distingue da emitida pelos oocistos.

Dados do fabricante Polyscience Incorporation, Warrington, Pensilvânia, EUA, sobre as microesferas, caracterizam-nas como “Fluoresbrite Carboxylated YG microspheres” comercializadas em tubos com 5 mL, em que cada mL deve conter $4,8 \times 10^8$ unidades.

4.5.4.2 Ensaio para estabelecimento da concentração de aplicação

As suspensões de microesferas foram separadas em tubos Eppendorf, com volumes de 1,0 mL, após severa agitação em vórtex. De cada tubo de 1,0 mL, uma alíquota de 10 microlitros (10 μ L) foi obtida para avaliação em câmara de Neubauer para certificação da concentração inicial. Essa avaliação foi feita em todas ressuspensões e no inóculo de aplicação na ETA.

A partir de uma concentração inicial de cerca de $5,0 \times 10^8$ / mL, foram preparadas suspensões em alíquotas decimais de $5,0 \times 10^5$, para aplicação nos ensaios de bancada e de $5,0 \times 10^3$ para os ensaios piloto.

Os volumes de aplicação, tanto para os ensaios de bancada quanto para as carreiras na ETA piloto, na definição de concentração inicial, foram calculados em função do volume final a ser

aplicado (jarro de 2,0 L do teste de jarros ou tanque de 5 m³ da ETA piloto) e das concentrações estabelecidas em cada teste.

A diferença entre as concentrações de aplicação (10⁵/L para ensaios de bancada e 10³/L para as carreiras de operação na ETA Piloto) se deve aos pequenos volumes (1,0 a 10 mL) de amostra possíveis de serem obtidos nos jarros dos ensaios de bancada.

4.5.5 Suspensões de esporos aeróbios de *Bacillus subtilis*

4.5.5.1 Características e fonte dos esporos

As suspensões de aplicação de esporos aeróbios foram obtidas de cultivo de 24 horas de cepas de *Bacillus subtilis*, obtidas do Instituto Nacional de Controle da Qualidade de Produtos em Saúde (INCQS) da FIOCRUZ, Rio de Janeiro. As cepas, adquiridas do INCQS, são mantidas em meio inclinado de Agar Nutriente, com intervalos de 8 semanas até a próxima sub cultura.

4.5.5.2 Ensaios para estabelecimento da concentração de esporos para aplicação

As suspensões de aplicação foram preparadas a partir de colônias isoladas de *Bacillus subtilis*, obtidas em crescimento estriado em placa de Agar Nutriente, expostas ao choque térmico de 80°C por 15 minutos, sob agitação em Banho Maria, tipo Dubinoff. Cada colônia foi suspensa em 100 mL de água tamponada com KH₂PO₄, pH 7,2, em frascos de diluição. De cada frasco foram obtidas alíquotas de 1,0; 0,1 e 0,001 mL para contagem de esporos, após choque térmico de 80°C por 15 minutos.

Duplicatas de cada alíquota foram filtradas em membranas quadriculadas, fabricadas em éster de celulose, 0,45 micrômetros, 47 mm de diâmetro, em vácuo de 36 mm Hg. As membranas foram incubadas em meio Agar Nutriente com Azul de Tripán, por 24 horas a 35°C. As contagens de Unidades Formadoras de Colônias (UFC) permitem padronizar os procedimentos para a certificação das concentrações necessárias aos ensaios, que são de 1 x 10⁵ para bancada e de 1 x 10³ para as carreiras na ETA Piloto.

As informações detalhadas das marchas analíticas de determinação de oocistos, microesferas e esporos, com ilustrações e outras informações, estão no item 4.8.3.

4.6 As carreiras de tratamento

As carreiras de tratamento iniciavam-se e processavam-se de acordo com as seguintes seqüências de medidas:

- Regularização de funcionamento de motores e bombas;
- Regularização da vazão (0,08 L/s), praticada nas carreiras, com ajustes no conjunto moto-bomba de recalque;
- Preparação de água com adição de caulim e descanso por 23 horas que antecediam o início das carreiras;
- Preparação das suspensões de esporos (média de $1,0 \times 10^3/L$), oocistos e microesferas ($5,0 \times 10^3/L$) 1 a 2 horas antes do início das carreiras
- Lavagem dos filtros com água pressurizada em velocidade de 80 cm/minuto até que a turbidez de saída fosse similar à turbidez de entrada, com antecedência mínima de 8 horas do início das carreiras;
- Enchimento dos tanques de água de estudo com água de poço, declorada;
- Recalque de água de caulim para os tanques;
- Controle da turbidez na água dos tanques ($10 \pm 0,5$ uT ou 100 ± 5 uT);
- Inoculação de esporos, oocistos e microesferas nos tanques com 4.000 litros de água de estudo com turbidez definida e controlada;
- Homogeneização da água de estudo com motores de agitação por 1 hora;
- Acionamento de agitação de mistura rápida e floculadores nos gradientes definidos;
- Recalque da água de estudo para a ETA Piloto;
- Medição e regularização de vazão pelo hidrômetro e conjunto moto-bomba;
- Descarte da água nas primeiras 2 horas de filtração em filtro alternativo da ETA Piloto;
- Medições de vazão de entrada, turbidez e perda de carga no filtro a cada $\frac{1}{2}$ hora;
- Coleta de amostras para determinação de oocistos, esporos e microesferas a cada 2 horas a partir de 2 horas do início de operação até a 24^a hora de carreira.

A Figura 4.22 mostra um esquema geral dos procedimentos realizados para os ensaios na ETA Piloto.

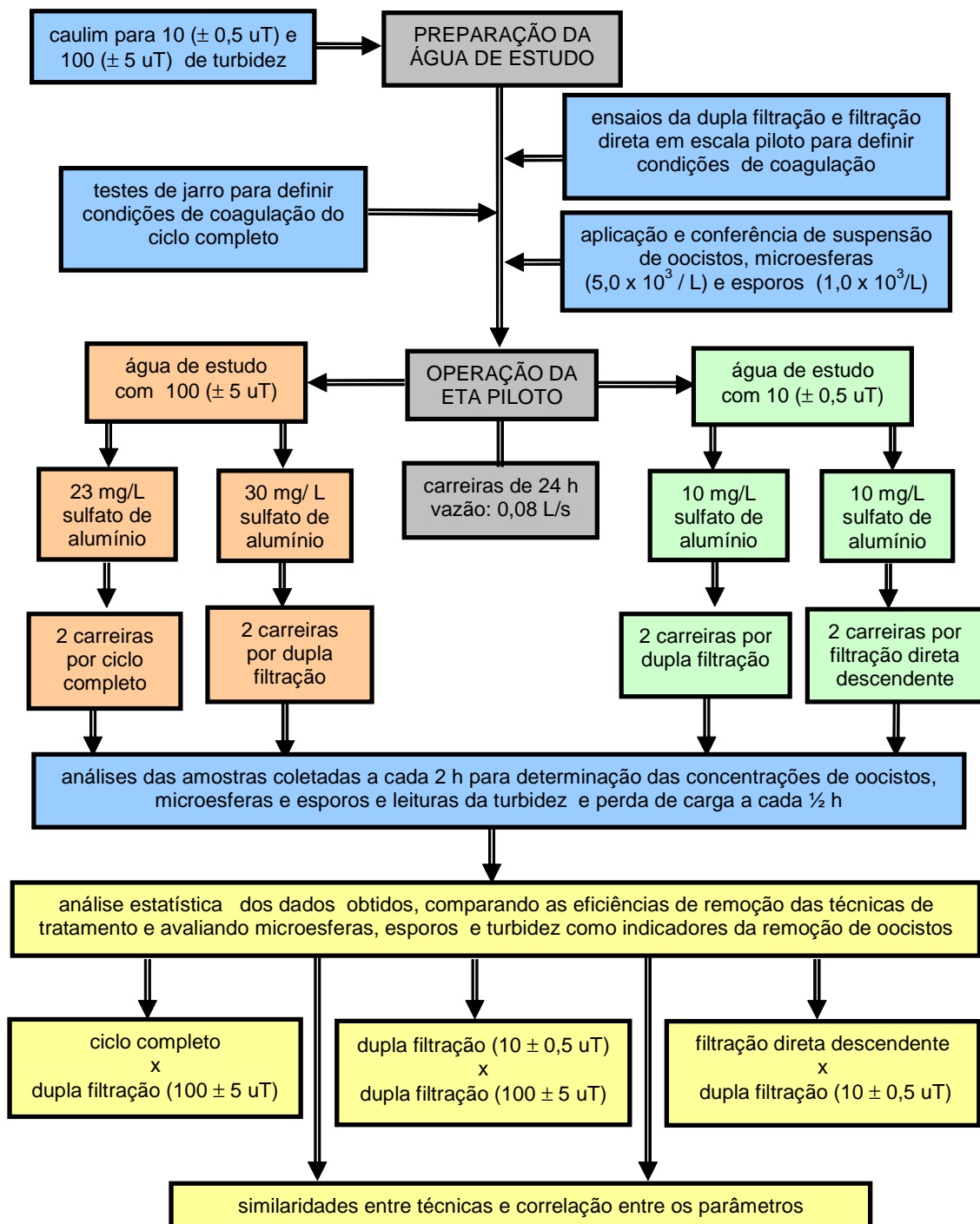


Figura 4.22: Sequência dos procedimentos da metodologia para o estudo da remoção de oocistos, esporos e microesferas em escala piloto, no tratamento da água por ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração.

4.7 A amostragem

As coletas de amostras foram feitas em dois momentos e locais distintos. As coletas de amostras da água de estudo foram realizadas na saída da conexão dos tanques de 5 m³ e a caixa de equalização de pressão, exatamente na saída da água para essa caixa (Figura 4.23). Foram utilizados frascos de plástico de 2,0 litros, limpos e esterilizados.

As coletas de água de estudo foram sempre realizadas no início de cada carreira no local anteriormente descrito. As amostras foram mantidas em temperatura ambiente para imediatas determinações de temperatura, turbidez, cor aparente, alcalinidade total, pH, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, microesferas e esporos.

As coletas de amostras de água filtrada foram realizadas em torneiras instaladas nas tubulações de saída dos filtros (Figura 4.24). Foram utilizados frascos de plástico, limpos e esterilizados, de 2,0 litros para as determinações de oocistos, microesferas e esporos. As amostras para as determinações de turbidez foram coletadas no mesmo local, em béquer de 200 mL, exceto aquelas em que coincidiram com as para determinações microbiológicas.

As coletas de água filtrada para as determinações de oocistos, microesferas e esporos foram realizadas a cada 2 horas, ao longo das 24 horas de carreira, iniciando-se com a primeira amostragem 2 horas após a obtenção do primeiro efluente filtrado. As amostras para determinação da turbidez foram obtidas a cada ½ hora, sendo que aquelas que coincidiram com as coletas para determinações microbiológicas foram obtidas do mesmo frasco para essas determinações. Um resumo das condições de coleta está apresentado na Tabela 4.8.

Tabela 4.8: Amostragem para as determinações analíticas em todas as carreiras.

Parâmetro	Frequência	Local /Água	Volume
turbidez	Início e meio da carreira	Caixa de nível constante/Estudo	1 litro
	A cada ½ hora	Torneira/Água filtrada	
pH	Início da carreira	Caixa nível constante/Estudo	
alcalinidade			
cor aparente			
oocistos	Início e meio da carreira	Caixa nível constante/Estudo	2 litros
microesferas	A cada 2 horas	Torneira/Água filtrada	
esporos			



Figura 4.23: Coleta de água de estudo na caixa de nível constante.



Figura 4.24: Coleta de água filtrada.

4.8 Determinações analíticas

4.8.1 Determinações físicas

4.8.1.1 Turbidez

O parâmetro turbidez foi determinado segundo as técnicas de coleta e análise descritas nos *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005) com a utilização do turbidímetro 2100 AN HACH. As técnicas de Controle da Qualidade Analítica para esse parâmetro estão descritas no item 4.9. Os registros de turbidez foram em unidades de turbidez (uT) e significam a média de três leituras

4.8.1.2 Temperatura

As determinações da temperatura da água de estudo foram feitas a cada carreira e abertura de cada tanque. Foram registradas as leituras de temperatura ambiente e da amostra. O termômetro utilizado nas leituras de temperatura foi calibrado segundo registro descrito no item 4.9.

4.8.2 Determinações químicas

4.8.2.1 pH

O valor de pH será determinado segundo os procedimentos descritos nos *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005). Seção 4500 (H⁺) As leituras foram realizadas no aparelho Methrohm E 488. As técnicas de Controle da Qualidade Analítica para esse parâmetro estão descritas no item 4.9.

4.8.2.2 Cor aparente

O parâmetro cor aparente foi determinado segundo os procedimentos descritos nos *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005), Seção 2120 B. Os dados foram expressos em unidades Hazen de cor (aparente). As técnicas de Controle da Qualidade Analítica para esse parâmetro estão descritas no item 4.9.

4.8.2.3 Alcalinidade total

O parâmetro alcalinidade foi determinado segundo os procedimentos descritos nos *Standard Methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 2005), Seção 2320 B. As leituras foram expressas em mg/L de CaCO₃. As técnicas de Controle da Qualidade Analítica para esse parâmetro estão descritas no item 4.9.

A Tabela 4.9 apresenta um resumo das determinações físicas e químicas com suas respectivas metodologias e aparelhos utilizados.

Tabela 4.9: Metodologias pra as determinações Físicas e Químicas.

Parâmetro	Referência ¹	Seção	Aparelho	Expressão
turbidez	Standard Methods	2130 B	2100 AN HACH	Valor em uT
temperatura			Termômetro	Valor em °C
pH		4500 (H ⁺)	Methrohm E 488	Valor
cor aparente		2120 B	DelLab DLNH100	Valor em uH
Alcalinidade total		2320 B	Procyon pHN-4	mg/CaCO ₃ /L

4.8.3 Determinações microbiológicas

4.8.3.1 Oocistos de *Cryptosporidium parvum*

A determinação da concentração de oocistos nas amostras foi realizada de 2 a 12 horas após as coletas, para cada carreira. As amostras foram mantidas à temperatura ambiente até o início

das filtrações. A metodologia de determinação de oocistos e microesferas seguiu as técnicas empregadas em Emelko *et al.* (2003) com modificações descritas a seguir.

A primeira dessas modificações é o uso de membranas de éster de celulose, de 0,45 micrômetros, 47 mm diâmetro, considerando que ensaios de recuperação realizados (ver item 8.2) mostraram ser esse tipo de membrana filtrante adequada ao propósito de concentrar oocistos e microesferas das amostras.

Uma primeira consideração no uso desse tipo de membrana é que, sendo o mesmo o mais usual nos laboratórios de microbiologia, há maior possibilidade de padronização dessa técnica em ensaios de remoção. A segunda alteração da técnica proposta em Emelko *et al.* (2003) é o uso de *scrappers*, raspadores, para a superfície da membrana, após as filtrações. Naquele estudo não há descrição explícita como o material é removido da superfície.

A segunda consideração, que resulta da primeira, é a conseqüente redução do custo da técnica ao utilizar membranas de ampla distribuição comercial, ao contrário do tipo de membrana proposto empregada na referida técnica (0,40 micrômetros, 25 mm de diâmetro) de difícil e onerosa aquisição.

A terceira consideração é que essa porosidade (0,45 micrômetros) pode ser muito reduzida para alguns tipos de amostras, notadamente aquelas que apresentam elevada turbidez, devido a partículas inorgânicas e microrganismos e que, paralelamente, tendem a apresentar reduzidas concentrações de oocistos.

Para a situação deste estudo piloto de remoção, a água de estudo, embora seja preparada com turbidez de 10 e 100 uT, apresentou elevada concentração de oocistos ($10^3/L$), possibilitando sua detecção mesmo após a diluição necessária para que essa turbidez não inviabilizasse a filtração da amostra.

Por outro lado, as amostras de água filtrada, embora tendam a apresentar concentrações muito reduzidas de oocistos, apresentaram baixíssima turbidez, o que permitiu a filtração de volumes maiores, aumentando o limite de detecção.

A terceira e última alteração da referida metodologia é o volume da solução de limpeza da superfície da membrana. Foi utilizado 1,0 mL de solução padrão de fosfato com adição de

solução Tween 20 (PBST), deixando de aplicar 2 mL da solução de soro de albumina bovina (BSA) utilizada pelo grupo pesquisador referenciado.

Uma consideração a ser feita, no uso de 1,0 mL de PBST, em lugar de 2,0 mL de BSA é a equivalência de propósito dos dois compostos, no sentido de recuperar todas as partículas retidas na superfície superior da membrana. A redução do volume de 2,0 mL para 1,0 mL está sendo incorporada à técnica em função de menor diluição do material e redução do risco de perda dos oocistos no volume de arraste de partículas.

A sequência metodológica para a filtração de oocistos das amostras da água de estudo foi realizada, pós o início de operação da ETA e início das carreiras (descrito no item 4.6), 1,0 litro de amostra foi coletado para as determinações físicas, químicas e microbiológicas. Desse volume de amostra, retiraram-se alíquotas de 1,0 a 10,0 mL para a contagem inicial de oocistos. Esse procedimento foi feito a cada troca de tanque, ao longo da carreira de tratamento.

A metodologia de determinação dos oocistos da água de estudo foi idêntica àquela empregada para as amostras dos efluentes dos filtros. A diluição da amostra de água de estudo será realizada de forma a permitir a uma faixa contagem de oocistos nas lâminas, conhecendo-se a grandeza da concentração de oocistos proposta para a água de estudo de 10^3 unidades por litro.

A técnica de determinação empregada para a filtração das amostras dos efluentes dos filtros está esquematizada na Figura 4.25, consiste na filtração de 1,0 litro de amostra dos efluentes dos filtros em conjunto manifold para filtração por membrana em éster de celulose, de 0,45 micrômetros, 47 mm de diâmetro, plana, quadriculada, com suprimento de vácuo entre 100 e 200 mm de mercúrio.

Após a filtração, 1,0 litro de água tamponada estéril foi passada para limpeza das superfícies internas dos copos de filtração. A membrana foi, em seguida, retirada assepticamente do porta filtro e colocada em placa de Petri (100 x 15 mm) para posterior processo de raspagem da superfície.

O processo de raspagem da superfície da membrana foi feito, tanto para os oocistos quanto para as microesferas, utilizando-se um dispositivo “scraper” concomitante ao gotejamento de

1,0 mL de solução tampão 7,2 de pH de fosfato (K_2HPO_4) com solução de Tween 20 (PBST). Essa solução tem a propriedade de limpeza de superfícies e arraste de partículas eventualmente aderidas a elas, como os oocistos.

Na introdução dessa técnica de detecção de oocistos por filtração recomenda-se a implementação e incorporação de ensaios de avaliação dos percentuais de recuperação, utilizando-se suspensões conhecidas de oocistos (como aquelas propostas no produto comercial da BTF Easyseed).

Todo o volume de 1,0 mL recuperado dessa raspagem foi colocado em tubo Eppendorf e levado à agitação por 10 segundos em aparelho vórtex. Desse volume foram extraídos, com pipeta automática e ponteira, 100 microlitros (100 μ L) de 1,0 mL original para a preparação de lâminas de observação microscópica.

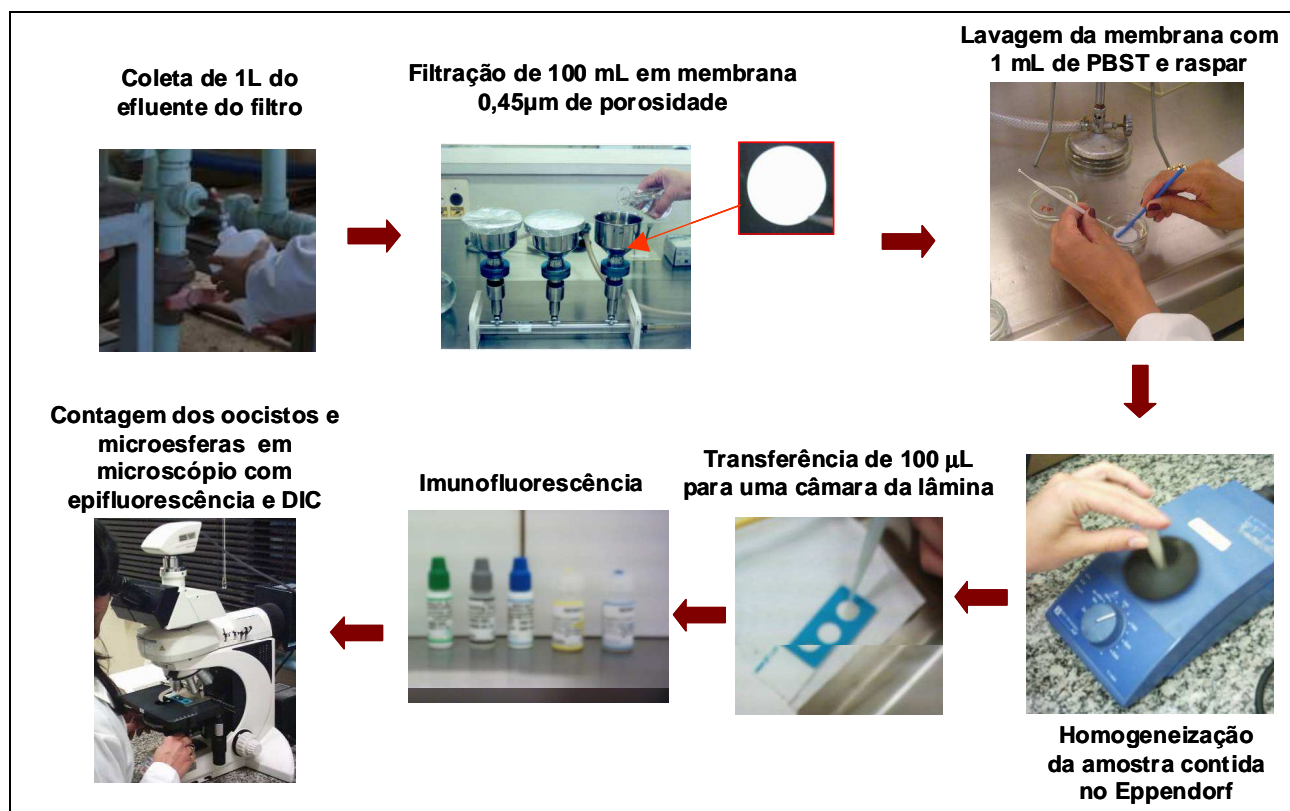


Figura 4.25: Determinação de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e microesferas de poliestireno nos ensaios em escala piloto.

A preparação de lâminas para a microscopia, tanto para a determinação da concentração de oocistos no início das carreiras, nas amostras da água de estudo, quanto nas amostras dos

efluentes dos filtros, a técnica de preparação das lâminas de microscopia empregada foi baseada no protocolo 1623 da USEPA (2005).

Lâminas de três poços foram empregadas para conter, cada, duas amostras, separadas por um poço de controle negativo. Os 100 µL de amostra obtidos do tubo Eppendorf foram colocados nos poços das lâminas para secagem em estufa a 35°C pelo tempo de 1 a 2 horas para completa secagem.

Após a secagem, as amostras, nos poços, foram cobertas por solução de Isotiocianato de Fluoreceína (FITC) incorporadas com Anticorpo Monoclonal Anti-*Cryptosporidium* (Foi utilizado o Kit Merifluor da Meridian Diagnostics, Cincinnati, Ohio, EUA).

Esse kit contém 01 frasco de reagente com corante FITC Anti-*Cryptosporidium*, 01 frasco contra-corante, 01 frasco reagente para montagem das lâminas e 2 frascos com controle positivo e outro negativo de oocistos. Após novo período de secagem, os poços com as amostras foram cobertos com lamínula, seladas com resina para sua fixação. As lâminas foram levadas ao microscópio com dispositivos para Epi-Fluorescência, e para Contraste de Interferência Diferencial (CID).

As observações foram realizadas em aumento de 200 e 400X. O aumento de 400X permite a identificação da forma característica dos oocistos e no aumento de 200X foram realizadas as contagens. Essas contagens foram realizadas por 2 a 3 técnicos distintos, sendo a contagem de registro final representada pela média das 2 ou 3 contagens.

As confirmações, quando necessárias, das partículas fluorescentes em verde-maçã como características de detecção dos oocistos, foram feitas com auxílio do dispositivo CID do microscópio. A possibilidade de reação cruzada com o FITC para outros microrganismos foi praticamente nula considerando ser a água de estudo obtida de poço profundo.

4.8.3.2 Microesferas fluorescentes

Embora não seja, propriamente, um parâmetro microbiológico, porquanto as microesferas sejam partículas de poliestireno, essa técnica foi inserida neste item pela similaridade de metodologia entre a determinação de microesferas e oocistos. A dependência da observação microscópica para a leitura das microesferas em lâminas torna essa determinação de caráter e aspecto “microbiológicos”.

Portanto, a técnica de determinação das microesferas fluorescentes foi a mesma aplicada para os oocistos, descrita no item anterior. A diferença, básica, que distingue as duas técnicas, está na desnecessária adição de FITC para a observação dessas partículas, considerando serem as mesmas previamente fluorescentes. A fluorescência verde das microesferas é similar à fluorescência dos oocistos, embora muito mais brilhante e destacável ao microscópio de Epi-Fluorescência. Essa característica de observação sem a exigência de adição de FITC faz esse parâmetro promissor em avaliações de eficiências de processos de remoção, em escala de bancada e piloto. As determinações e contagens das microesferas foram realizadas nas mesmas amostras, paralelamente, nas filtrações, recuperações com PBST, preparação de lâminas e observação ao microscópio, conforme representado na Figura 4.25. As características das microesferas, conforme já mencionadas no item 4.5, que são similares em termos dimensionais e de densidade aos oocistos, não interferiram na identificação das mesmas.

Cuidados específicos na utilização de microesferas em combinação com oocistos neste estudo foram tomados considerando a extrema facilidade das microesferas em aderirem-se às superfícies dos objetos e utensílios utilizados nos processos de filtração e observação microscópica. Entre outros cuidados, foram separados utensílios próprios para esses procedimentos, sendo que a cada nova campanha de determinação foram utilizados utensílios novos, como pipetas, ponteiras e lâminas com lamínulas.

4.8.3.3 Esporos de *Bacillus subtilis*

A técnica de determinação de esporos de *Bacillus subtilis* está descrita nos *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* a 21^a. Edição, Seção 9218-B. Os cuidados notáveis para essa determinação estão na utilização de utensílios devidamente esterilizados, como preveem as boas práticas de análises microbiológicas (APHA, 2005). Foram expostas, todas as amostras, antes de serem filtradas, ao processo de choque térmico a 80°C. Após o choque térmico por calor, por 10 minutos, as amostras foram expostas ao resfriamento em banho de gelo. Uma vez agitadas, 100 mL de amostra foram passados em membrana filtrante, 0,45 micrômetros, 47 mm de diâmetro, plana, quadriculada.

Após filtração de 100 mL da amostra, em vácuo de 100 a 200 mm de mercúrio, foram lavadas as superfícies internas dos copos de filtração com cerca de 200 mL de água tamponada

(tampão 7,2 de K_2HPO_4). As membranas foram retiradas dos porta filtros e colocadas sobre Agar Nutriente Azul de Tripan.

As amostras foram mantidas por 24 horas a 35°C, para desenvolvimento das colônias. Com auxílio de um microscópio estereoscópico, todas as colônias que se desenvolveram sobre a superfície da membrana foram contadas como bactérias esporogênicas. A Figura 4.26 apresenta um esquema da determinação dos esporos de *Bacillus subtilis* nos efluentes filtrados.

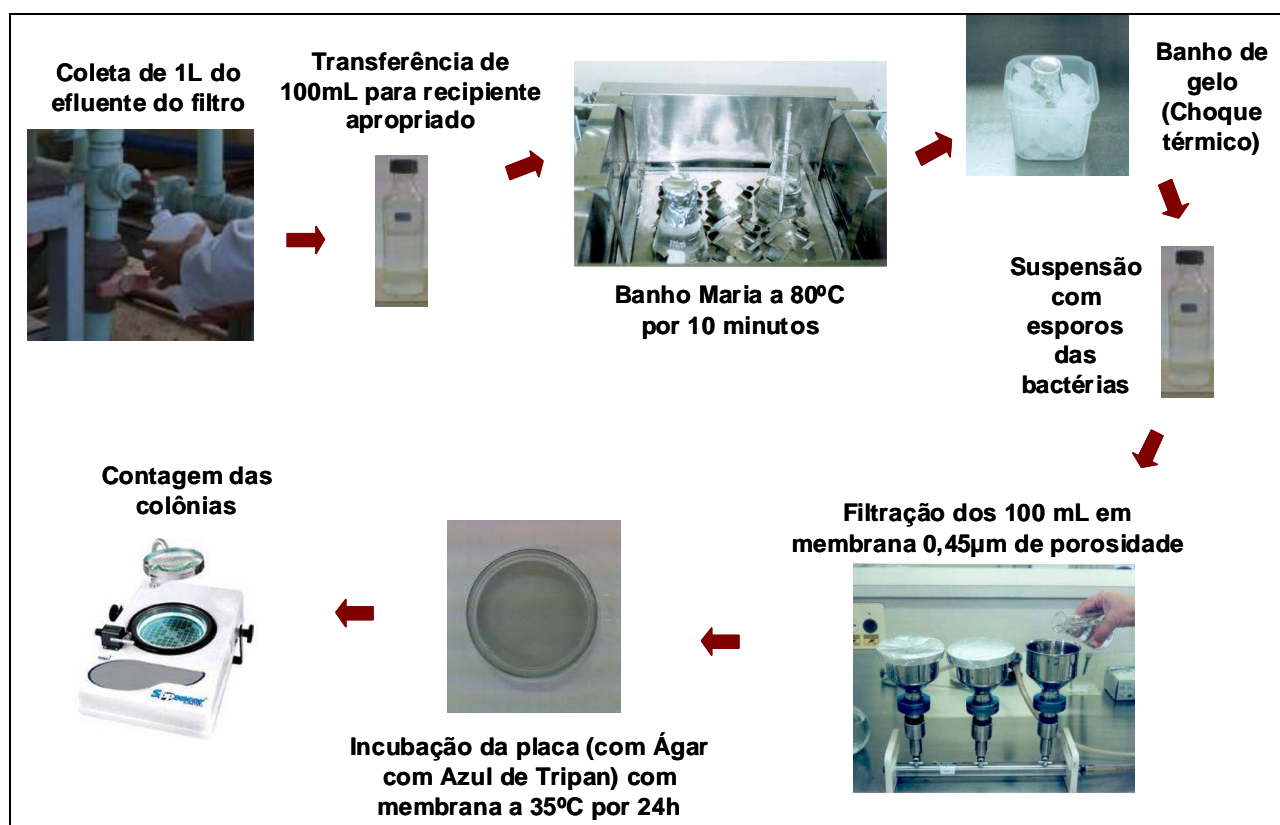


Figura 4.26: Determinação de *Bacillus subtilis* nos ensaios em escala piloto.

Considerando que somente esporos de *Bacillus subtilis* foram inoculados na água de estudo que não apresentou, previamente, ocorrências desses endósporos, não serão necessários critérios e ensaios adicionais de identificação. As contagens serão realizadas por, no mínimo, 2 técnicos analistas. Os resultados das médias das contagens foram multiplicados por fator de 10 para correção da concentração de número de esporos por litro.

A Tabela 4.10 apresenta as técnicas empregadas nas determinações microbiológicas.

Tabela 4.10: Técnicas empregadas nas determinações microbiológicas.

Parâmetros	Limite Detecção	Referência
oocistos	10 unidades/L	Emelko <i>et al.</i> (2003) / USEPA (2005)
microesferas	10 unidades/L	Emelko <i>et al.</i> (2003)
esporos	10 UFC/L	SM – 9218B (APHA, 2005)

Obs: UFC = Unidades Formadoras de Colônia

A Figura 4.27 apresenta um resumo das sequências de análises.

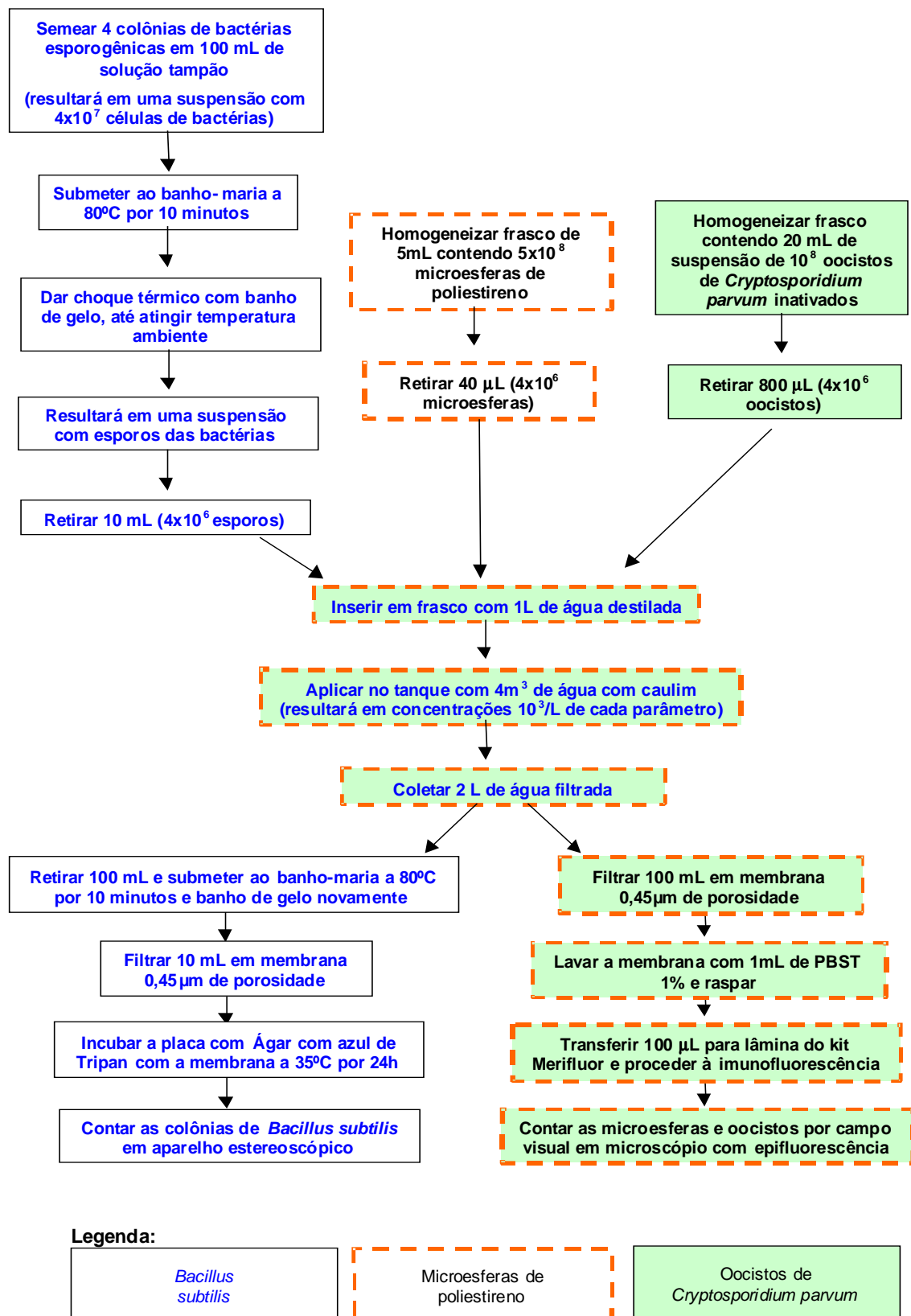


Figura 4.27: Esquema da aplicação e determinação de esporos aeróbios, microsferas fluorescentes e oocistos de *Cryptosporidium parvum* nos ensaios na ETA Piloto.

4.9 Controle da qualidade da análise

Os procedimentos de análise foram realizados com a simultânea avaliação da precisão e exatidão dos resultados, através de procedimentos de controle intralaboratorial e interlaboratorial da qualidade da análise. As análises foram realizadas no Laboratório Central da COPASA, que é componente de sua Divisão de Pesquisa e Controle da Qualidade da Água e Esgoto – DVQA. Essa divisão é certificada em seu Sistema de Gestão da Qualidade – SGQ – pela ISO 9001-2000.

Essas exigências da Norma ISO 9001-2000 incluem processo de manutenção preventiva e corretiva dos equipamentos utilizados nas análises. Dessa forma, todos os equipamentos utilizados nas análises para este estudo foram calibrados, aferidos e mantidos segundo um plano de manutenção e calibração.

Colorímetro, turbidímetro, pHmetro, dosímetro, estufa incubadora, microscópio epi-fluorescência e bomba de vácuo foram mantidos sistematicamente. Para as análises de turbidez e de cor aparente foram utilizados, diariamente, padrões secundários para aferição dos equipamentos. Para os parâmetros turbidez, cor aparente, pH, alcalinidade, o laboratório participa de um programa de proficiência de controle interlaboratorial coordenado pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES, seção Franca-SP.

Para todos os parâmetros aplicados, excetuando-se a determinação de oocistos e microesferas, que tem o “status” de pesquisa na Divisão, são disponíveis protocolos operacionais padronizados de procedimentos de análises – POPs.

Para a leitura de turbidez, empregou-se o padrão de Formazina de 0,05; 0,1; 0,5; 1,0; 5,0; 50; e 100 uT preparados pelo setor de Controle da Qualidade da Análise, e foram passados semanalmente pelo turbidímetro. Para os testes de avaliação da qualidade analítica intralaboratorial das determinações de oocistos foram utilizados os padrões positivos e negativos incorporados nos Kits Merifluor da Meridian. Foi avaliado o percentual de recuperação do método de filtração para as contagens de oocistos com os kits EASYSEED da BTF Technology (Austrália) com suspensões de 100 (\pm 1) oocistos em água reagente (Figura 4.28) e em água matriz com caulim $10 \pm 0,5$ uT. Não foi utilizado o kit COLORSEED, da mesma BTF, por se conhecer a suspensão inoculada.










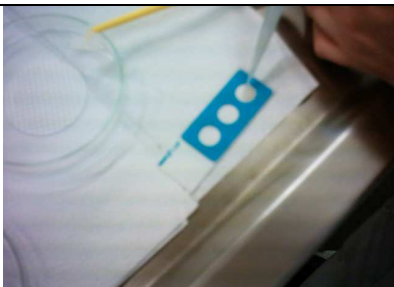


		
		
<p>1. Inserir o conteúdo de um tubo de Easy Seed em 1,0 L de água com 1,0 uT</p>	<p>2. Lavar 2 vezes o tubo com PBST 1%</p>	<p>3. Filtrar em membrana de 0,45 μm de porosidade</p>
		
<p>4. Transferir a membrana para uma placa de Petri</p>	<p>5. Raspar a membrana com 1,0 mL de PBST 1%</p>	<p>6. Transferir o raspado para um tubo Eppendorf e homogeneizá-lo em Vórtex</p>
		
<p>7. Transferir 100 μL para uma câmara da lâmina do kit Merifluor</p>	<p>8. Proceder à imunofluorescência</p>	<p>9. Contar os oosistos, por campo visual, em microscópio com epifluorescência</p>

Figura 4.28: Esquema dos ensaios com EasySeed.

4.10 Análise dos dados

Para o tratamento estatístico, foram organizadas tabelas com os resultados obtidos dos ensaios, de forma a permitir uma melhor avaliação. As tabelas (Apêndice 9.1) foram elaboradas com os dados gerados em cada processo de tratamento de água, inicialmente considerando as 24 horas de cada carreira e as 12 coletas realizadas para determinação de turbidez, oocistos, microesferas e esporos.

4.10.1 Estatística descritiva

A primeira abordagem, no tratamento estatístico dos dados, foi a exploratória, com estratificação dos dados em tabelas e gráficos, para permitir avaliar descritivamente o comportamento de cada parâmetro e dos quatro parâmetros em conjunto, ao longo das 24 observações obtidas das análises.

Os 24 dados de cada técnica e de cada parâmetro serão avaliados quanto aos seus valores mínimos, máximos, médias e medianas, calculados os desvios-padrão e os coeficientes de variação. A obtenção das medianas de cada conjunto das duas carreiras (24 observações por parâmetro e por processo) contribuiu para avaliar a natureza paramétrica ou não paramétrica dos dados.

Foi elaborada tabela com os valores de log remoção para cada tecnologia e parâmetro, a partir da qual, serão discutidos os valores da mediana de cada parâmetro em cada tecnologia. Os valores de log remoção serão calculados segundo a fórmula:

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{(\text{valor ou concentração inicial} - \text{valor ou concentração final}) \times 100}{\text{valor ou concentração inicial}} \quad (\text{Equação 5.1})$$

$$\text{Log remoção} = - \log \left(1 - \frac{\text{eficiência}}{100} \right) \quad (\text{Equação 5.2})$$

Gráficos da dispersão dos parâmetros por técnica foram elaborados a partir de escala crescente de turbidez remanescente, de forma a permitir a visualização das eficiências de remoção de cada parâmetro em todas as técnicas estudadas, segundo as faixas de turbidez efluentes. Nesses gráficos de dispersão, para efeito de discussão posterior, foram plotadas linhas dos limites de turbidez remanescentes estabelecidos (USEPA, 2006) e recomendados (USEPA, 2006; BRASIL, 2004) pela legislação, respectivamente norte americana e brasileira, de 0,1, 0,3 e 0,5 uT.

4.10.2 Análise estatística

Foi realizado tratamento estatístico por Mann-Whitney para verificação da similaridade entre os dados de cada carreira, de forma a permitir a soma das duas carreiras (24 observações ou dados) por técnica de tratamento.

O teste de Mann-Whitney (CONOVER, 1999) disponibilizado pelo “software” Statistica (STATISTICA, 2003), é uma alternativa não paramétrica para o teste t. Esse teste permite avaliar diferenças nas medianas observadas entre dois grupos.

Paralelamente, o teste de Wald-Wolfowitz (NAGHETTINI e PINTO, 2007) foi aplicado para avaliar a hipótese de que duas amostras foram retiradas de suas populações, que diferem em algum aspecto, ou seja, não apenas no que tange à mediana, mas também com relação à forma geral da distribuição.

Foi ainda aplicado o teste de Kolmogorov-Smirnov (CONOVER, 1999) para duas amostras, no sentido de comprovar a homogeneidade dos dados. Esse teste avalia tanto diferenças nas dispersões ou na assimetria dos dados, quanto a diferença entre as medianas.

Em sequência, foi aplicado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis ANOVA e teste de medianas (SIEGEL e CASTELLAN, 1988), que equivale ao teste paramétrico de análise de variância (ANOVA). Esse teste e o de comparações múltiplas, considerando o nível de significância de 5%, permitem uma comparação simultânea entre todos os resultados obtidos e a verificação de quais técnicas de tratamento apresentam desempenhos diferenciados.

Para efetuar a comparação entre todos os pares possíveis de médias obtidas pelos tratamentos e o teste não paramétrico de comparações múltiplas de classes para todos os grupos, segundo Siegel e Castellan (1988), foi empregado após a aplicação do teste de Kruskal-Wallis ANOVA e teste de medianas.

4.10.3 Estudo das correlações entre oocistos e demais parâmetros

Foi realizado um estudo da correlação entre oocistos, microesferas e esporos em suas concentrações e taxa de remoção em log e com a turbidez em seus valores remanescentes. Utilizou-se o teste segundo Spearman para concentração e remoção.

O teste de Spearman é a mais antiga estatística baseada em postos. Este teste fornece um coeficiente de correlação – coeficiente de correlação Spearman –, indicado por r_s , que varia entre -1 (correlação perfeita negativa) e $+1$ (correlação perfeita positiva), passando pelo valor 0 (ausência de correlação). Se as características comparadas estiverem correlacionadas positivamente, postos baixos em uma delas serão, em geral, acompanhados de postos também baixos na outra, e postos altos em uma corresponderão a postos altos em outra. Nas correlações negativas, os postos altos em uma variável estarão ao lado de postos baixos na outra e vice-versa. Se, por outro lado, não houver correlação entre as duas variáveis comparadas, os postos altos atribuídos a valores de uma podem corresponder a postos baixos, médios ou altos da outra, indiferentemente (CALLEGARI-JACQUES, 2003).

Para calcular r_s neste estudo, os valores de concentração e log remoção de cada parâmetro e de cada técnica foram ordenados em colunas separadas. O teste não-paramétrico de Spearman foi aplicado para cada técnica separadamente, verificando a existência ou não de correlação (a partir de postos atribuídos aos valores) entre as concentrações/valores remanescentes e log remoção de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, microesferas fluorescentes e esporos aeróbios.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Comportamento do caulim na preparação de água de estudo

A preparação da água de estudo, conforme prevista no item Material e Métodos, foi realizada utilizando caulim (silicato hidratado de alumínio), micronizado, para os valores de turbidez, após descanso. Após o teste com diferentes quantidades de caulim (10 a 60 g/L), verificou-se que 20 g de caulim/L produzia turbidez suficiente para realização dos ensaios posteriores.

O gráfico da Figura 5.1 representa o comportamento do caulim em um período de 25h.

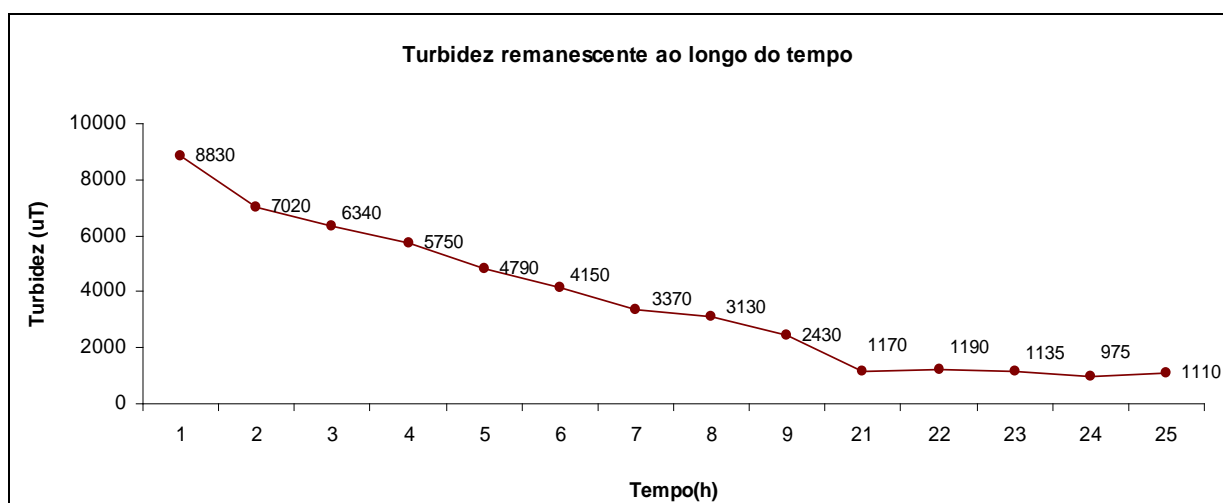


Figura 5.1: Turbidez remanescente, produzida por adição de 20 g de caulim/L, ao longo do tempo de repouso.

Observou-se que, após 21 horas de repouso, a turbidez manteve-se estável, sendo, por segurança, fixado o tempo de 23 horas para a produção de água de estudo para os ensaios de bancada e piloto. A produção de água para os ensaios em escala piloto foi reavaliada, em função dos grandes volumes que cada carreira exigiu, cerca de 12 mil litros por carreira.

Os tempos de agitação e repouso foram reavaliados, sendo mantido o tempo de agitação de 15 minutos para o tanque de 500 litros de preparação de água com caulim e 23 horas de repouso para a retirada do sobrenadante e subsequente bombeamento para os tanques de água de estudo.

Para o tratamento das águas de estudo com turbidez igual a $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT, foi utilizado o coagulante sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14 \text{ a } 18\text{H}_2\text{O}$ a 2%) P.A. para os ensaios de bancada e comercial para os ensaios piloto. Foram realizados ensaios em bancada com as duas formas do coagulante, não sendo notadas diferenças entre os dois ensaios.

5.2 Ensaios de Bancada: Diagramas de coagulação do ciclo completo

Na Figura 5.2 pode ser visualizado o diagrama de coagulação para as carreiras do ciclo completo (CC), no tratamento da água com turbidez de 100 ± 5 uT. A dose ótima obtida, nas regiões com menores valores de turbidez remanescente, foi igual a 2,0 mg/L de alumínio disponível (que corresponde a 23 mg/L de sulfato de alumínio) e pH igual a 6,8.

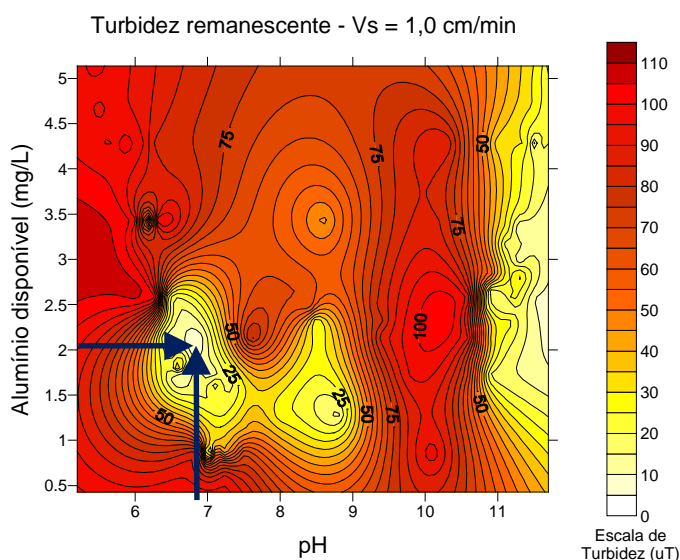


Figura 5.2: Diagrama de coagulação com a utilização de sulfato de alumínio no tratamento da água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT – turbidez remanescente para $v_s = 1,0$ cm/min.

Foram realizados estudos em escala de bancada para escalonamento dos gradientes de velocidade médios da floculação. A partir dos resultados dos ensaios de coagulação-floculação-sedimentação no teste de jarros, com a utilização de sulfato de alumínio, foram construídas as curvas com os resultados da turbidez remanescente para os diversos gradientes de velocidade e tempos de floculação. Verificou-se que, para cada tempo de floculação, existe um gradiente de velocidade médio de floculação para o qual se tem o valor mínimo da fração remanescente de turbidez.

Com os resultados obtidos para os diferentes gradientes de velocidade de floculação, construíram-se curvas da variação da turbidez remanescente mínima em função do tempo de floculação, pela qual observou-se que o valor ótimo do gradiente de velocidade de floculação (G_f) diminui à medida que aumenta o tempo de floculação (T_f).

Foram fixados os tempos de floculação (T_f) a serem empregados nas câmaras da unidade de floculação estudada. Para os tempos de floculação estabelecidos e considerando que a unidade de floculação estudada apresenta o número de câmaras em série igual a quatro ($m = 4$), obteve-se o tempo teórico de detenção (T_d) em cada câmara.

Para a água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT, a partir de 20 minutos de floculação a turbidez remanescente mínima decresceu muito lentamente, não sendo vantajoso exceder a esse tempo de floculação. Portanto, para esta água estudada, o tempo de floculação foi de 20 minutos.

Na Tabela 5.1 são apresentados os gradientes de velocidade médios das câmaras de floculação e a turbidez do efluente de cada câmara. Pela tabela percebe-se que o gradiente de velocidade médio de floculação reduziu ao longo das câmaras de floculação.

Diversos pesquisadores citados por Di Bernardo e Dantas (2005), como Camp (1955) e Bratby (1981), fazem referência à possibilidade de melhoria na qualidade da água decantada quando a floculação é realizada com gradiente de velocidade decrescente ao longo do tempo, visto que no início necessita-se de agitação mais intensa para aumentar as chances de contato entre as partículas desestabilizadas, de modo a formarem flocos, devendo-se reduzir a agitação posterior para diminuir a quebra dos flocos formados.

Tabela 5.1: Escalonamento do gradiente de velocidade médio de floculação, para o tempo de floculação igual a 20 minutos – correspondente à água com turbidez de 100 ± 5 uT – com utilização de sulfato de alumínio.

Câmara	Gradiente velocidade	Turbidez (uT)
Primeira	70 s^{-1}	52,9
Segunda	20 s^{-1}	14,3
Terceira	20 s^{-1}	6,3
Quarta	10 s^{-1}	3,5

5.3 Avaliação do percentual de recuperação do método

O grau de recuperação do método da filtração, para detecção de oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras de água (reagente e matriz de $10 \pm 0,5$ uT) foi avaliado com resultados em 60% para amostra preparada com água reagente e 70% para amostra matriz, conforme descritos em Metodologia, item 4.9, utilizando kits EASYSEED com $100 (\pm 1)$ oocistos por suspensão testada. Esses percentuais não foram aplicados sobre os resultados finais considerando que seriam compensados por não terem sido aplicados na água de estudo. Entretanto, como resultado (percentuais de 60 e 70%) de recuperação, o método da filtração em membrana, adaptado de Emelko *et al.* (2003), mostrou-se adequado no objetivo de avaliar a concentração de oocistos.

5.4 Resultados dos ensaios em escala piloto para filtração direta descendente e dupla filtração

A determinação das doses ótimas de coagulante e dos valores de pH para a melhor remoção de turbidez iniciais de $10 \pm 0,5$ e de 100 ± 5 uT da água de estudo foi realizada em escala piloto para as técnicas da dupla filtração (DF) e da filtração direta descendente (FDD).

Para as técnicas da FDD e DF (turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT – DF₁₀) foi verificada a dose de 10 mg/L e para a DF (turbidez inicial de 100 ± 5 uT – DF₁₀₀) foi verificada a dose de 30 mg/L, que obtiveram os menores valores de turbidez remanescente na água filtrada final. Nos ensaios de DF foi também monitorada a turbidez do filtro ascendente, sendo que as doses selecionadas (10 mg/L para DF₁₀ e de 30 mg/L para DF₁₀₀) também mostraram-se as mais adequadas na remoção de turbidez nesse filtro.

5.5 Estatística descritiva

Foram definidas carreiras de 24 horas, para cada técnica de tratamento, embora o tempo estimado total tenha sido superior a este, o que exigiria uma longa vigília de operação, além de demandar um número elevado de amostras e consequentes análises. A opção pelo corte de carreira em 24 horas foi compensada pelo aumento no número de amostras (12), com coletas em intervalos de 2 horas para oocistos, microesferas e esporos aeróbios e de ½ em ½ hora para turbidez e acompanhamento da perda de carga e da vazão de entrada.

As concentrações iniciais de esporos, oocistos e microesferas foram confirmadas em cada início, meio e fim de carreira, considerando testes anteriores que validaram as condições de inoculação e homogeneização, de 5×10^3 para microesferas e oocistos e 1×10^3 para esporos.

A Tabela 5.2 apresenta os dados básicos de concentração de oocistos, microesferas e esporos e valores remanescentes de turbidez, para as várias técnicas. Amostras em que não foram detectados oocistos e microesferas nas amostras e lâminas lidas em duplicata, ou seja, resultado zero, considerou-se o valor <1 . Para efeito de análise estatística, registrou-se 0,1 por 100 microlitros, considerando que é um dado (< 1) mais próximo à zero. Corrigindo-se o fator de alíquota (100 microlitros para 1 litro), obtiveram-se resultados de 1 oocisto ou microesfera por litro. Contagens positivas (≥ 1 oocisto ou microesfera) em 100 microlitros também foram multiplicadas por 10, para correção do fator de alíquota, em um resultado final de concentração por litro. Para as contagens de esporos, resultados acima de 1000 por litro foram mantidos nesse valor, considerando ser essa a concentração limite.

Tabela 5.2: Estatística descritiva dos valores remanescentes de turbidez, das concentrações remanescentes de microesferas, oocistos de *Cryptosporidium parvum* e de esporos de *Bacillus subtilis* obtidos dos ensaios de remoção nas técnicas de tratamento do ciclo completo, dupla filtração (DF₁₀₀ e DF₁₀) e filtração direta descendente.

Técnica	Carreira	Parâmetro	Méd.	Medn.	DP	CV	Mín.	Máx.
CC (Turbidez inicial de 100 uT)	1 ^a .	Turbidez (uT)	0,78	0,53	0,69	0,89	0,21	2,51
	2 ^a .		0,16	0,14	0,07	0,45	0,08	0,35
	1 ^a .	Microesferas (N°/L)	37,50	30,00	33,61	0,90	10,00	120,00
	2 ^a .		12,58	10,00	6,04	0,48	1,00	20,00
	1 ^a .	Oocistos (N°/L)	24,25	15,00	23,83	0,98	1,00	80,00
	2 ^a .		10,92	10,00	4,96	0,45	1,00	20,00
	1 ^a .	Esporos (UFC/L)	833,33	1000,00	246,18	0,30	500,00	1000,00
2 ^a .	456,00		315,00	419,47	0,92	1,00	1000,00	
DF (Turbidez inicial de 100 uT)	1 ^a .	Turbidez (uT)	0,08	0,07	0,02	0,32	0,05	0,14
	2 ^a .		0,09	0,09	0,01	0,09	0,08	0,10
	1 ^a .	Microesferas (N°/L)	11,75	10,00	5,59	0,48	1,00	20,00
	2 ^a .		25,92	20,00	19,17	0,74	1,00	70,00
	1 ^a .	Oocistos (N°/L)	10,08	10,00	4,06	0,40	1,00	20,00
	2 ^a .		10,08	10,00	4,06	0,40	1,00	20,00
	1 ^a .	Esporos (UFC/L)	791,67	1000,00	308,83	0,39	200,00	1000,00
2 ^a .	950,00		1000,00	124,32	0,13	600,00	1000,00	
DF (Turbidez inicial de 10 uT)	1 ^a .	Turbidez (uT)	0,07	0,07	0,02	0,21	0,05	0,11
	2 ^a .		0,08	0,07	0,03	0,35	0,05	0,14
	1 ^a .	Microesferas (N°/L)	47,50	35,00	40,25	0,85	10,00	140,00
	2 ^a .		30,83	10,00	57,60	1,87	10,00	210,00
	1 ^a .	Oocistos (N°/L)	11,67	10,00	3,89	0,33	10,00	20,00
	2 ^a .		15,08	10,00	14,99	0,99	1,00	60,00
	1 ^a .	Esporos (UFC/L)	1000,00	1000,00	0,00	0,00	1000,00	1000,00
2 ^a .	658,33		750,00	264,43	0,40	300,00	1000,00	

FDD (Turbidez inicial de 10 uT)	1 ^a .	Turbidez (uT)	0,87	0,28	1,71	1,96	0,10	6,22
	2 ^a .		1,03	0,93	1,26	1,22	0,12	4,85
	1 ^a .	Microesferas (Nº/L)	550,00	395,00	668,44	1,22	10,00	2370,00
	2 ^a .		303,33	315,00	230,23	0,76	10,00	650,00
	1 ^a .	Oocistos (Nº/L)	22,58	15,00	19,50	0,86	1,00	70,00
	2 ^a .		10,08	10,00	4,06	0,40	1,00	20,00
	1 ^a .	Esporos (UFC/L)	733,42	1000,00	352,29	0,48	1,00	1000,00
	2 ^a .		760,00	955,00	318,78	0,42	100,00	1000,00

Nota: Méd = Média, Medn = Median, DP = Desvio Padrão, CV = Coeficiente de Variação, Mín. = Mínimo e Máx. = Máximo; uT = Unidade de turbidez; Nº/L = Número de oocistos ou de microesferas por litro; UFC/L = Unidades formadoras de colônias por litro. As cores são apenas destaques, no sentido de ressaltar, para o leitor, os valores de mediana e os diferenciar entre os parâmetros.

A Tabela 5.2 permite que sejam observados os resultados básicos de valores de turbidez e das concentrações remanescentes dos demais parâmetros, permitindo uma observação crítica e geral desses dados, como a seguir:

- Os valores remanescentes para cada parâmetro permitem uma primeira e primária observação de que, praticamente, em todas as técnicas verificaram-se valores médios remanescentes de turbidez abaixo do valor mínimo estabelecido pela Portaria 518, de 1,0 uT. Notadamente, a técnica da DF₁₀₀ apresentou os menores valores e médias de valores remanescentes de turbidez.
- Os valores remanescentes de turbidez e de concentrações de oocistos e esporos são variáveis dentro de uma mesma técnica e dentro da mesma carreira. Essas variações podem não ser explicadas por fatores que influenciam traspases ou mesmo por problemas operacionais primários. Os coeficientes de variabilidade (CV) foram acentuados em algumas contagens, de algumas amostras, revelando o caráter de dispersão dos parâmetros avaliados. Isso pode ser devido às características hidrodinâmicas dos processos e à facilidade/dificuldade de detecção. As menores dispersões ou variância foram observadas para as leituras de esporos.
- Os parâmetros candidatos a indicadores da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. avaliados neste estudo, microesferas e esporos de *Bacillus subtilis*, apresentaram concentrações remanescentes superiores àquelas observadas para oocistos, possivelmente traduzindo uma maior dificuldade na sua remoção pelas técnicas e condições experimentais ensaiadas e/ou pela diferença no grau de recuperação analítica entre esses parâmetros. Não foi observada uma sistemática diferença de recuperação entre os oocistos e os outros dois parâmetros.

- Os esporos, em todas as técnicas e entre todos os parâmetros, foi o que apresentou as maiores concentrações remanescentes. As técnicas da FDD e da DF₁₀ apresentaram, dentre as técnicas, as maiores concentrações remanescentes para esporos. A técnica do CC foi a que apresentou os menores valores medianos, nas duas carreiras, para esporos. A turbidez de 10 uT da água de estudo, submetida à DF₁₀ e à FDD pode ter sido fator de influência nas maiores concentrações remanescentes de esporos nessas técnicas, uma vez que não deve ter sido formado floco consistente.
- Nesse aspecto, os esporos aproximaram-se muito aos níveis de remoção zero, ou ausência de remoção. Essa baixa eficiência de remoção de esporos, em todas as técnicas testadas, pode revelar não ser esse parâmetro um bom indicador para processos de remoção e sim de inativação.
- A técnica do CC permitiu a passagem de concentrações de oocistos e microesferas superiores às observadas para a DF₁₀₀, sendo que a significância dessa diferença é avaliada com rigor estatístico nos itens seguintes.
- A DF₁₀₀ mostrou-se a técnica com maior remoção de oocistos, em que as concentrações remanescentes variaram, em média, de 10,08 oocistos por litro. As técnicas do CC e da FDD apresentaram concentrações finais superiores à DF₁₀₀ e DF₁₀, sendo que a DF₁₀₀ proporcionou concentrações menores que a DF₁₀. Esse aspecto tem sido citado em estudos revisados em LeChevallier e Au (2004) em que, para uma mesma técnica e condições de tratamento, partículas que determinam maior turbidez podem determinar melhor aderência de oocistos e conseqüente maior eficiência de remoção.
- Valores mínimos, notáveis, de turbidez remanescente, entre todas as técnicas, foram observados para DF₁₀₀ e DF₁₀, de 0,05 uT. Valores máximos foram observados para CC (2,51 uT) e para FDD (4,85 e 6,22 uT). Tanto valores mínimos quanto máximos são possíveis “outliers” das observações em cada carreira, devendo ser melhor avaliados em outro estudo, com outros objetivos.
- Valores altos, ou picos, de turbidez podem ter ocorrido por variações na formação de flocos. Não foram observados padrões de maiores ou menores valores de turbidez em função do tempo de carreira. Não houve nenhuma intervenção nos procedimentos operacionais que explicassem os valores mais altos de turbidez. Esses eventos de traspasse de turbidez devem ser melhor estudados em ensaios desenhados para esse fim.

- Ausências de detecção, que determinaram correções das concentrações para 1,0 oocisto por litro, foram observadas em quase todas as técnicas. Concentrações máximas foram observadas na técnica do CC (80 oocistos por litro) e FDD (70 oocistos por litro).
- Concentrações mínimas de microesferas foram registradas para CC e DF₁₀₀ (1,0 microesfera por litro, corrigidas da concentração assumida de 0,1 microesfera em 100 microlitros) e maiores para a FDD (2370 microesferas por litro). Para esporos, as menores e maiores concentrações foram registradas na FDD.

A Tabela 5.3 apresenta os dados em log remoção, obtidos a partir dos resultados de valores e concentrações remanescentes apresentados na Tabela 5.2.

Tabela 5.3: Estatística descritiva dos log de remoção das técnicas do ciclo completo, dupla filtração (DF₁₀₀ e DF₁₀) e filtração direta descendente para os parâmetros turbidez, microesferas, oocistos de *Cryptosporidium parvum* e esporos de *Bacillus subtilis*.

Técnica	Carreira	Parâmetro	Méd.	Medn.	DP	CV	Mín.	Máx.
CC (Turbidez inicial de 100 uT)	1 ^a .	Turbidez	2,23	2,27	0,33	0,15	1,59	2,67
	2 ^a .		2,84	2,85	0,17	0,06	2,46	3,10
	1 ^a .	Microesferas	2,29	2,25	0,40	0,18	1,62	2,70
	2 ^a .		2,68	2,70	0,35	0,13	2,40	3,70
	1 ^a .	Oocistos	2,52	2,55	0,49	0,20	1,80	3,70
	2 ^a .		2,73	2,70	0,33	0,12	2,40	3,70
	1 ^a .	Esporos	0,10	0,00	0,15	1,48	0,00	0,30
	2 ^a .		0,83	0,50	1,07	1,29	0,00	3,00
DF (Turbidez inicial de 100 uT)	1 ^a .	Turbidez	3,13	3,18	0,12	0,04	2,86	3,28
	2 ^a .		3,06	3,07	0,04	0,01	3,00	3,12
	1 ^a .	Microesferas	2,71	2,70	0,34	0,13	2,40	3,70
	2 ^a .		2,45	2,40	0,48	0,20	1,85	3,70
	1 ^a .	Oocistos	2,76	2,70	0,31	0,11	2,40	3,70
	2 ^a .		2,76	2,70	0,31	0,11	2,40	3,70
	1 ^a .	Esporos	0,15	0,00	0,25	1,63	0,00	0,70
	2 ^a .		0,03	0,00	0,07	2,54	0,00	0,22
DF (Turbidez inicial de 10 uT)	1 ^a .	Turbidez	2,13	2,15	0,09	0,04	1,96	2,28
	2 ^a .		2,12	2,17	0,14	0,07	1,86	2,28
	1 ^a .	Microesferas	2,14	2,16	0,32	0,15	1,55	2,70
	2 ^a .		2,51	2,70	0,41	0,16	1,38	2,70
	1 ^a .	Oocistos	2,65	2,70	0,12	0,04	2,40	2,70
	2 ^a .		2,67	2,70	0,40	0,15	1,92	3,70
	1 ^a .	Esporos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2 ^a .		0,22	0,13	0,20	0,90	0,00	0,52
FDD (Turbidez inicial de 10 uT)	1 ^a .	Turbidez	1,44	1,57	0,52	0,36	0,21	2,02
	2 ^a .		1,21	1,04	0,46	0,38	0,32	1,93
	1 ^a .	Microesferas	1,44	1,10	0,87	0,60	0,32	2,70
	2 ^a .		1,46	1,20	0,61	0,41	0,89	2,70
	1 ^a .	Oocistos	2,52	2,55	0,47	0,19	1,85	3,70
	2 ^a .		2,76	2,70	0,31	0,11	2,40	3,70
	1 ^a .	Esporos	0,37	0,00	0,85	2,31	0,00	3,00
	2 ^a .		0,19	0,02	0,31	1,65	0,00	1,00

Nota: Méd = Média, Medn = Median, DP = Desvio Padrão, CV = Coeficiente de Variação, Mín. = Mínimo e Máx. = Máximo. As cores são apenas destaques, no sentido de ressaltar, para o leitor, os valores de mediana e os diferenciar entre os parâmetros.

Da Tabela 5.3, pode-se observar:

- A turbidez foi removida com maior eficiência, em valores medianos de log remoção, pela técnica da DF₁₀₀ (3,07 a 3,18 log) seguida pelo CC (2,27 a 2,85 log), DF₁₀ (2,15 a 2,17) e, finalmente, pela FDD (1,04 a 1,57).
- Os maiores valores, medianos, de log remoção de microesferas foram observados na técnica da DF₁₀₀ (2,40 a 2,70 log), seguida do CC (2,25 a 2,70), DF₁₀ (2,16 a 2,70) e, por último, FDD (1,10 a 1,20).
- Os oocistos foram removidos de forma similar, segundo dados da mediana, com técnica da DF₁₀₀ e DF₁₀ (ambas a 2,70 log) seguida da técnica do CC e da FDD (ambas entre 2,55 e 2,70 log). Os esporos foram removidos de forma mais eficiente, em valores de mediana, pela técnica do CC, seguida pela DF₁₀, pela FDD e, finalmente, DF₁₀₀.

As faixas de log remoção de oocistos verificadas apresentaram-se dentro das faixas registradas pelos estudos em escala piloto referenciadas neste estudo. Para aqueles estudos contemplados na revisão de literatura, em que a concentração inicial foi próxima àquela aplicada neste estudo (10^3 a $10^4/L$), o coagulante aplicado foi o sulfato de alumínio e que o meio filtrante foi antracito e areia, os valores de log remoção de oocistos variaram entre 0,4 a 4,0 log para a técnica do CC e 0,5 a 2,0 log para a FDD.

Por exemplo, os trabalhos de Dugan *et al.* (2001) registraram de 1,5 a 4,0 log de remoção de oocistos para a técnica CC, nas condições operacionais citadas. Nas mesmas condições, Fernandes (2007) registrou, para a técnica da filtração direta, remoções entre 0,5 a 2,0.

Antes de submeter esses dados à análise estatística de comparação entre medianas e outros dados de distribuição, que possa validar as observações sobre diferenças entre as eficiências, cabe a observação geral de que as técnicas avaliadas neste estudo, além de serem similares às taxas de remoção obtidas em vários estudos de pesquisadores como aqueles revisados da literatura por LeChevallier e Au (2004), também apresentaram padrões de remoção compatíveis àqueles propostos nos guias da OMS (WHO, 2006b) e pela regulamentação norte americana (USEPA, 2006).

A discussão que se pode fazer, a partir de observações diretas da Tabela 5.3, é que a melhor técnica na remoção, simultânea, de turbidez, oocistos, microesferas e esporos foi a DF₁₀₀. Entretanto, na remoção, específica, de oocistos, como principal objeto deste estudo, houve

similaridade, aparente, entre as três técnicas avaliadas, em qualquer condição de turbidez inicial.

Uma explicação é que a turbidez inicial de 100 uT para a água de estudo utilizada nas técnicas do CC e DF constituiu fator de eficiência na remoção de oocistos, microesferas e esporos, provavelmente devido a uma melhor agregação dessas partículas a um maior floco formado.

Há que se avaliar, em estudos suplementares, as diferenças de comportamentos hidráulicos para as técnicas da DF₁₀ e da FDD na eficiência de remoção desses parâmetros em diferentes valores de turbidez inicial e em diferentes doses de coagulante.

As Figuras 5.3 a 5.6 apresentam gráficos da dispersão dos log remoção de oocistos, microesferas e esporos em função de valores crescentes de turbidez, para cada técnica avaliada, com cortes de 0,1, de 0,3 e de 0,5 uT conseguidos apenas para a técnica da FDD.

Esses cortes foram introduzidos para procurar apoiar a discussão das eficiências de log remoção em cada técnica segundo os limites estabelecidos (0,3 uT) e recomendados (0,1 uT) por legislações norte americanas, incluindo a *LT2ESWTR* (USEPA, 2006), e de 0,5 uT recomendada pela legislação brasileira (BRASIL, 2004), pertinentes ao controle do *Cryptosporidium* spp.

Para a técnica do CC, os dados de remoção apresentados na Figura 5.3 permitiram incidir as retas de cortes apenas para o valor de turbidez de 0,1 uT. A maioria dos dados estiveram abaixo de 0,1 uT de turbidez remanescente. Não se observa maior remoção de oocistos, microesferas e esporos em função de menores valores de turbidez.

A taxa ou a eficiência na remoção de esporos foi sistematicamente menor que a observada para os demais parâmetros, independentemente dos valores remanescentes de turbidez. A remoção de oocistos e microesferas foi, aparentemente, similar.

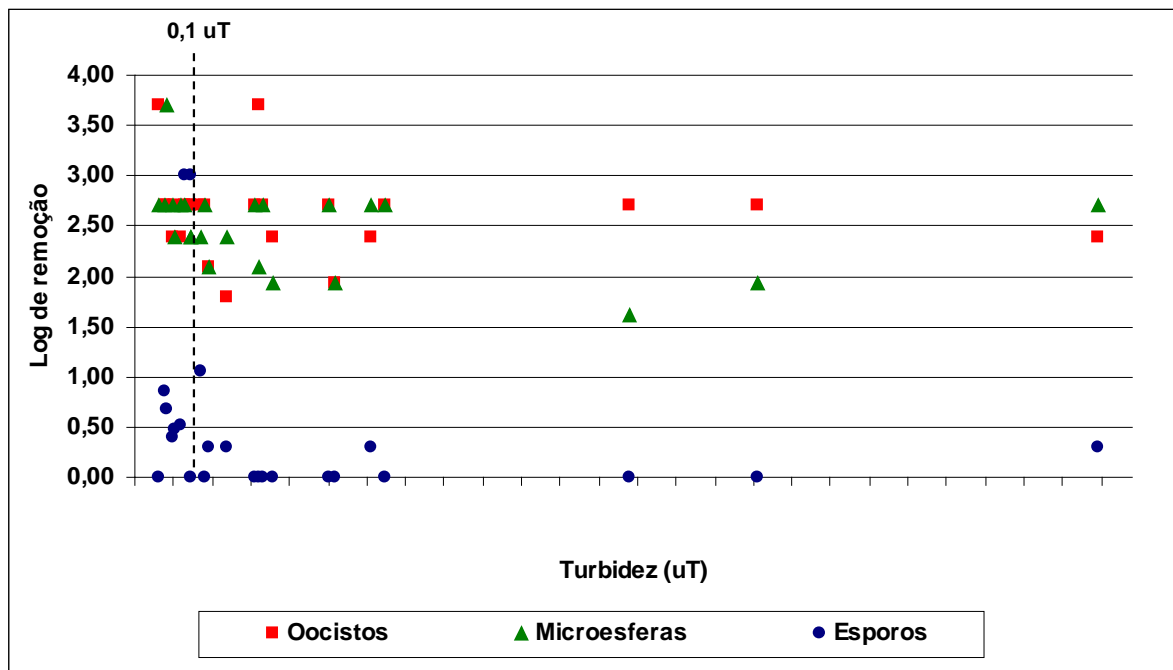


Figura 5.3: Comportamento dos parâmetros oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos de *Bacillus subtilis* e microesferas fluorescentes em função do valor de turbidez em uT no ciclo completo.

A partir da Figura 5.4, verificou-se que, também para a técnica da DF_{100} , esse exercício foi possível somente para o corte da turbidez em 0,1 uT. Obviamente, essa restrição é devida às características de remoção apresentadas por essa técnica, quando se aplicou turbidez inicial de 100 uT. Quase exclusivamente, todos os dados de remoção apresentaram-se abaixo desse valor de turbidez remanescente. O padrão de remoção, entretanto, permanece o mesmo observado para a técnica do CC da Figura 5.3.

As remoções de oocistos e microesferas deram-se numa faixa, preponderantemente, entre 2,0 e 3,0 log. Novamente, também nessa técnica, esporos foram removidos próximo ao limite máximo de eficiência permitida pelo máximo de volume amostrado.

Estudos que deram suporte à elaboração da *LT2ESWTR* (USEPA, 2006) demonstraram, segundo argumentações contidas nessa regulamentação, que a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. é, em média, 0,5 a 1,2 log mais eficiente quando a turbidez do efluente de filtração foi inferior a 0,1 uT em comparação com as eficiências com turbidez entre 0,1 e 0,2 uT. Creio ser essa uma diferença de turbidez remanescente muito pequena e muito

próxima da faixa de leitura em que interferências e imprecisões de técnica dificultam uma avaliação rigorosa de eficiência de remoção de turbidez e de oocistos.

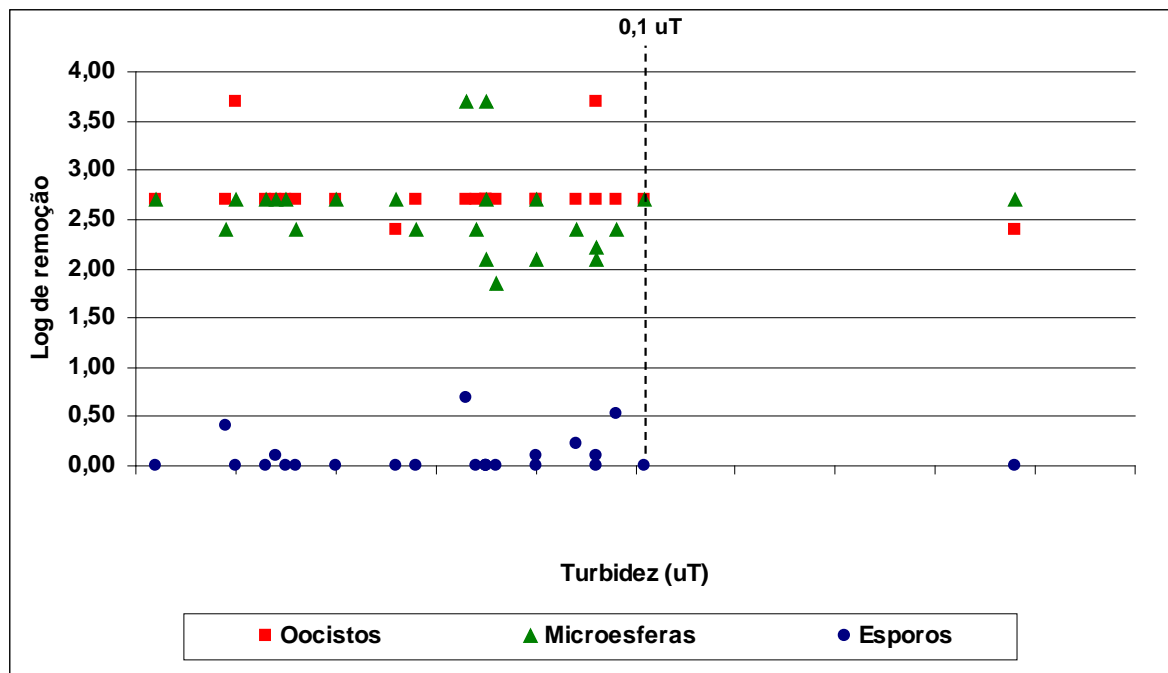


Figura 5.4: Comportamento dos parâmetros oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos de *Bacillus subtilis* e microesferas fluorescentes em função do valor de turbidez em uT na **dupla filtração** com turbidez inicial de 100 ± 5 uT.

A Figura 5.5 apresenta a dispersão dos dados em função da turbidez para a técnica da DF₁₀. Para esta técnica, o padrão de dispersão das remoções de oocistos, microesferas e esporos não foi diferente daquele observado para a DF₁₀₀ e para o CC.

Entretanto, a eficiência de remoção de turbidez foi inferior à técnica do CC e da DF₁₀₀. Há um maior número de observações em que a turbidez remanescente foi superior ao recomendado pela LT2ESWTR (USEPA, 2006), de 0,1 uT.

Independente do valor remanescente de turbidez, os valores log remoção de esporos para essa técnica da DF₁₀, foram notadamente inferiores aos demais parâmetros e às técnicas já avaliadas.

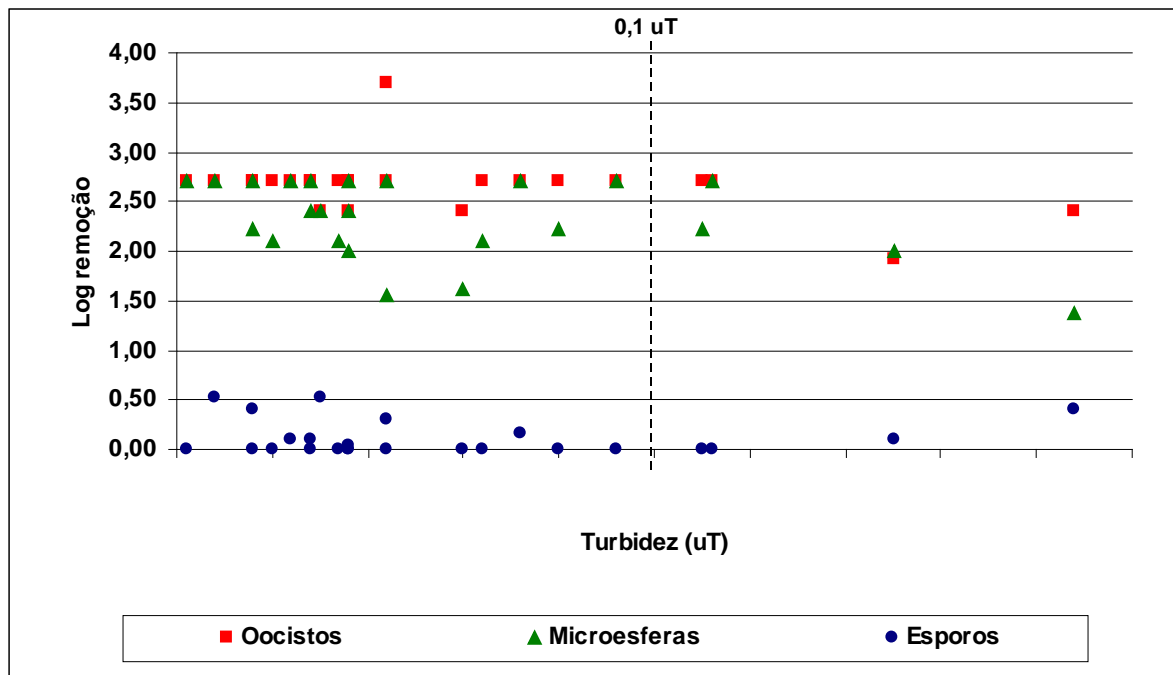


Figura 5.5: Comportamento dos parâmetros oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos de *Bacillus subtilis* e microesferas fluorescentes em função do valor de turbidez em uT na **dupla filtração** com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT.

Para a técnica da FDD, Figura 5.6, o padrão de remoção não diferenciou do observado para as outras técnicas (CC e DF, nas duas condições de turbidez). Apesar do corte de turbidez ter sido possível para os três limites de turbidez (0,5; 0,3 e 0,1 uT), foram observadas baixas taxas de remoção para essa técnica, considerando que há um menor número de observações acima do valor limite de 0,5 uT até 1,0 uT.

Segundo a dispersão observada, nessa técnica da FDD, a remoção de microesferas esteve, distintamente, entre as remoções de oocistos e de esporos. Nessa técnica, valores elevados de turbidez remanescente, entre 4,6 uT e 6,4 uT, foram observados.

As concentrações iniciais de oocistos, microesferas e esporos ($10^3/L$) aplicadas neste experimento foram elevadas, considerando os registros internacionais e nacionais de ocorrência em mananciais superficiais lóticos. Entretanto, os testes experimentais em escala piloto, para uma avaliação de remoção, com expectativa de valores próximos a 3 log, e os limites máximos de amostras permitidos pelos métodos empregados, não permitiriam trabalhar com concentrações mais reduzidas.

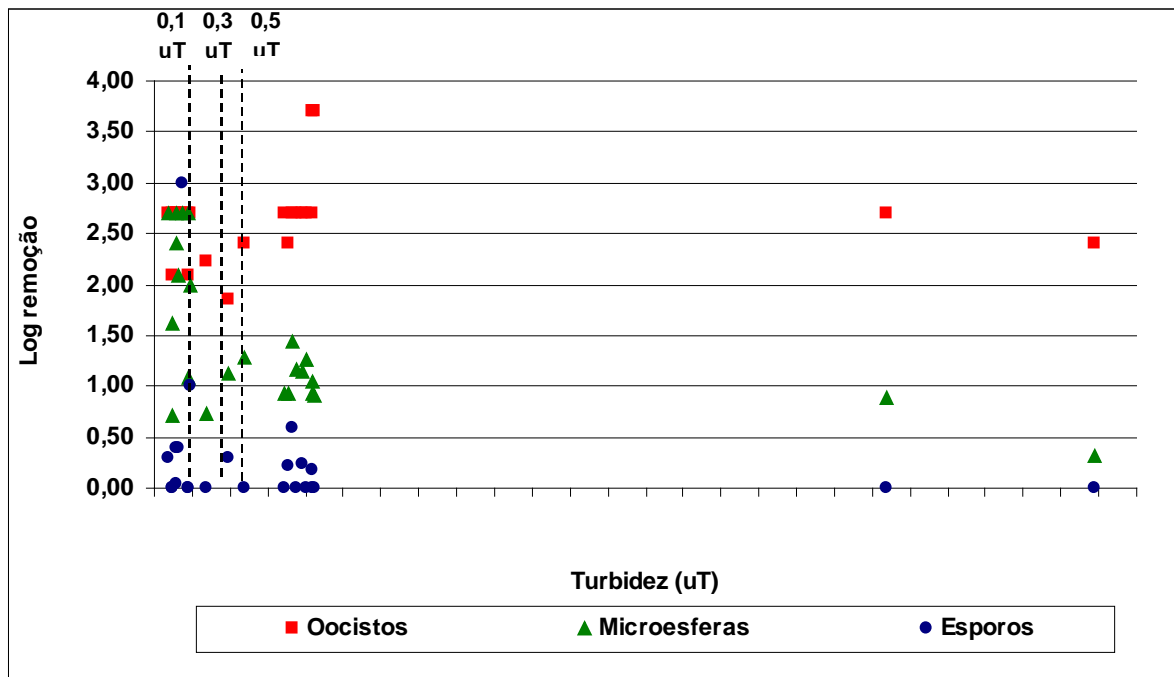


Figura 5.6: Comportamento dos parâmetros oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos de *Bacillus subtilis* e microesferas fluorescentes em função do valor de turbidez em uT na **filtração direta descendente**.

Nessas condições, a aplicação das técnicas convencionais de tratamento da água por CC, DF e FDD pode não ser suficiente para a remoção de oocistos em patamares de concentrações que impliquem em segurança ao seu consumo. Entretanto, conforme já discutido, as eficiências, em log remoção, observadas para essas técnicas foram compatíveis com aquelas propostas nos guias e regulamentações.

A passagem de flocos para os filtros, em função desse aspecto, deve ter impactado mais a técnica que utiliza apenas um tipo de filtro, como o CC e a FDD, embora essa observação não explique as taxas de log remoção para todos os parâmetros. A avaliação estatística das diferenças de eficiência entre parâmetros, desenvolvida nos itens seguintes, pode dar sustentação a essas observações.

Os esporos aeróbios, conforme havia sido observado na discussão das tabelas de concentrações (Tabela 5.2) e de log remoção (Tabela 5.3), foi o parâmetro que apresentou as menores taxas de remoção. As melhores eficiências de remoção foram observadas para os oocistos, em todas as técnicas, seguidas das taxas de remoção de microesferas fluorescentes.

No gráfico de dispersão para o CC, Figura 5.3, apesar da ausência de um padrão de log remoção dos parâmetros, em função dos valores de turbidez remanescente, observa-se que, em algumas amostras, os maiores valores de remoção de oocistos e de microesferas ocorreram nos menores valores de turbidez remanescente.

5.6 Comparação das eficiências entre as técnicas de tratamento

As Figuras 5.7 a 5.18 apresentam os gráficos box plot e os resultados da análise estatística segundo os testes de Mann Whitney, Wald-Wolfowitz e de Kolmogorov-Smirnov, em que as medianas e os demais dados de distribuição e dispersão foram aplicados para avaliação das eficiências de remoção de cada parâmetro por comparação entre as técnicas: FDD comparada à DF₁₀; CC comparado à DF₁₀₀, e entre a mesma técnica (DF) com valores de turbidez inicial diferentes.

5.6.1 Avaliação das eficiências entre as técnicas da dupla filtração, com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT, e da filtração direta descendente

A Figura 5.7 mostra que a DF₁₀ foi mais eficiente na remoção da turbidez, segundo o tratamento estatístico aplicado, que a FDD. A FDD apresentou, em seu valor mínimo, taxa de remoção tão baixa quanto 0,2 log, com mediana em 1,3 log.

A diferença, estatisticamente significativa, de eficiência de remoção da turbidez, entre essas duas técnicas, com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT da água de estudo, pode ser devida à etapa de filtração ascendente operada na técnica da DF. Para um mesmo padrão de eficiência da coagulação, o pré-tratamento com filtração ascendente em pedregulho determinou maior remoção de turbidez que a simples filtração descendente da FDD.

A dupla camada, de antracito e areia, instalada no filtro descendente da FDD pode não ter sido suficiente para equiparar-se ao fator de remoção atribuído à filtração ascendente da DF.

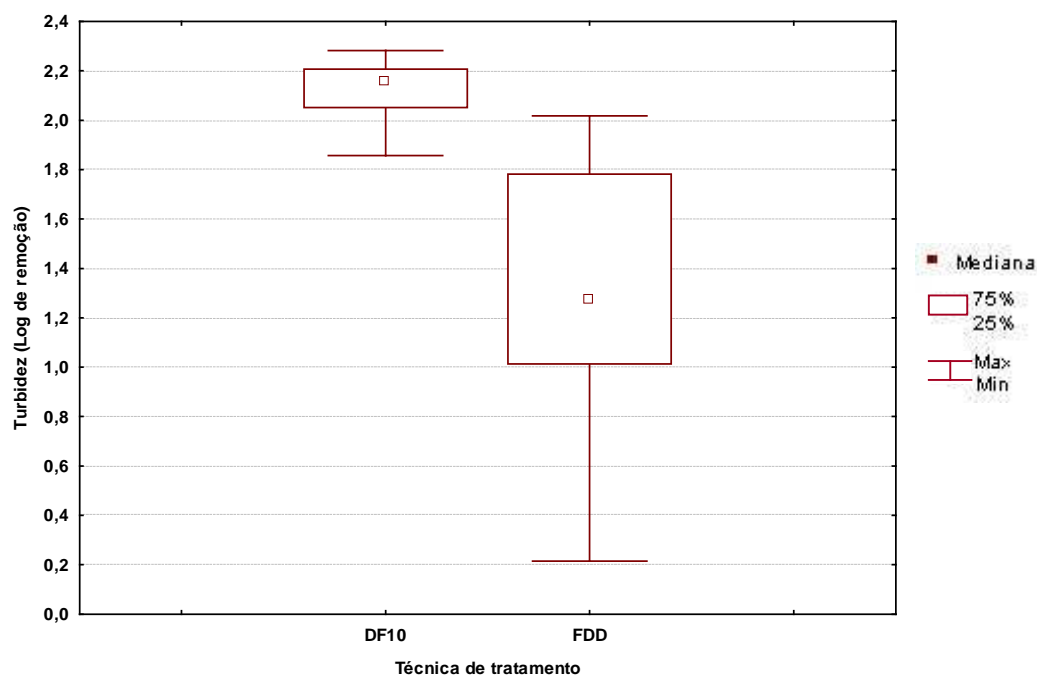


Figura 5.7: Comparação da remoção de **turbidez** entre as técnicas da **dupla filtração** (com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT) e da **filtração direta descendente** (valor $p = 0,000$).

Não houve diferença, estatisticamente significativa, de eficiência de remoção de esporos pelas duas técnicas, DF₁₀ e FDD, conforme o p obtido, ilustrada pelo gráfico da Figura 5.8. Os valores em log remoção de esporos para as duas técnicas, aqui avaliadas, foram baixos (zero, para DF₁₀ e FDD), comparando-se aos valores relativos à eficiência de remoção de oocistos e microesferas, consolidando o conhecimento da dificuldade na remoção de esporos, muito provavelmente devido à sua dimensão, inferior à dimensão de oocistos e microesferas.

Ao contrário do que ocorreu com a remoção de turbidez, a etapa da filtração ascendente em pedregulho componente da técnica da DF₁₀ não determinou maior eficiência de remoção de esporos que a FDD. Ou seja, para a remoção de esporos, as duas técnicas mostraram-se com igual eficiência. Há de se ressaltar, entretanto, a grande variabilidade dos resultados de esporos remanescentes, em todas as carreiras, para todas as técnicas avaliadas, refletindo, conseqüentemente, nos valores de log remoção para a FDD.

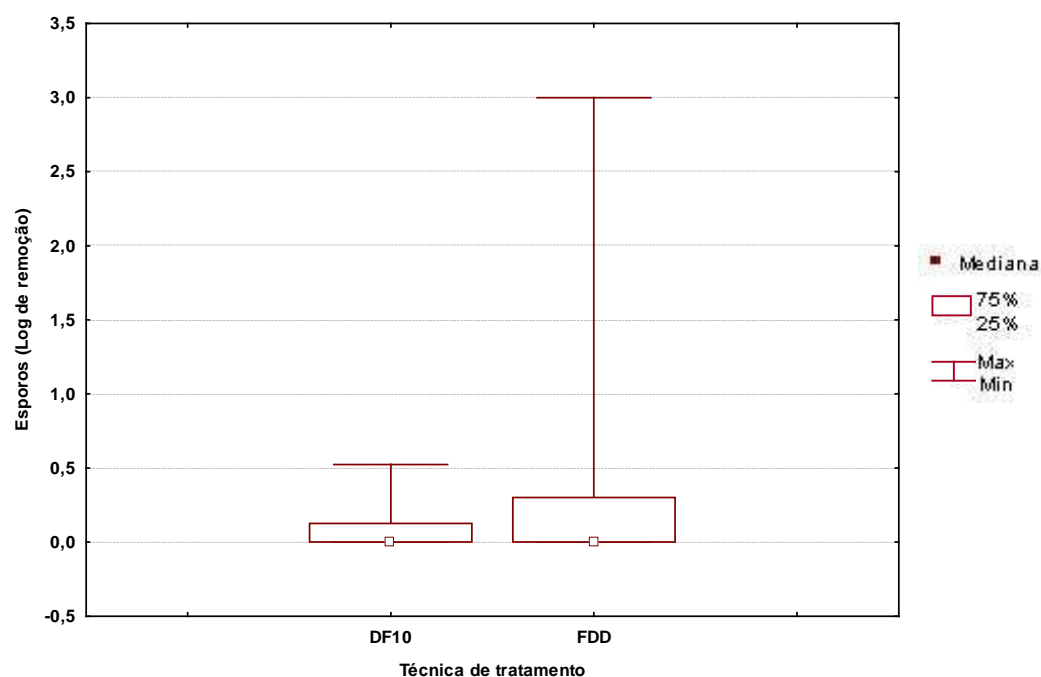


Figura 5.8: Comparação da remoção de **esporos** de *Bacillus subtilis* entre as técnicas da **dupla filtração** (com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT) e da **filtração direta descendente** (valor $p = 0,539$).

Houve diferença, estatisticamente significativa, na eficiência de remoção de microesferas entre a DF₁₀ e a FDD, ilustrada pela Figura 5.9. A DF₁₀ foi mais eficiente, com mediana em 2,4 log, que a FDD, com mediana próxima a 1,2 log, repetindo o mesmo padrão de remoção observado para a turbidez.

Paralelamente a esse fato, há de se ressaltar a maior facilidade de detecção de microesferas que oocistos, o que, em algumas análises dos resultados deve ser considerado. Emelko *et al.* (2003) obtiveram valores superiores de remoção de microesferas (3,6 log), aplicando a técnica da FDD, que o aqui obtido (1,2 log como mediana). Os pesquisadores não informaram se o valor obtido foi o máximo ou o mediano.

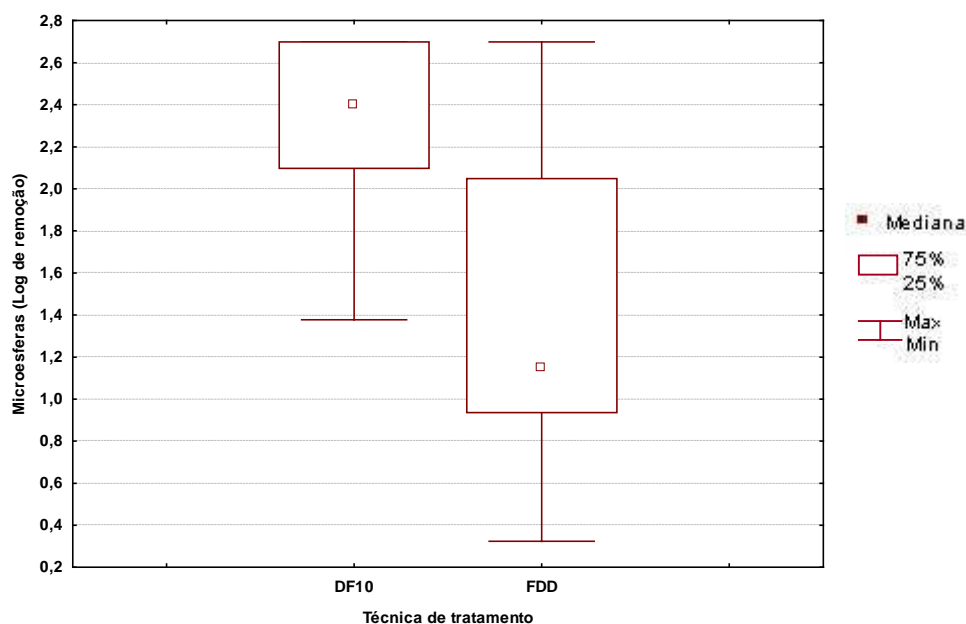


Figura 5.9: Comparação da remoção de **microesferas** fluorescentes entre as técnicas da **dupla filtração** (com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT) e da **filtração direta descendente** (valor $p = 0,000$).

Da mesma forma que para os esporos aeróbios, não foi observada diferença, estatisticamente significativa, na eficiência de remoção de oocistos entre as técnicas da FDD e da DF₁₀. Conforme observado no gráfico da Figura 5.10, as duas medianas de log remoção foram iguais: 2,7 log, valor muito próximo ao citado em USEPA (2001), para remoção de oocistos em filtração direta, com estudos em escala piloto e da eficiência atribuída à essa técnica na regulamentação norte americana (USEPA, 2006), de 2,5 log na remoção de oocistos.

Nesse aspecto, e dentro das características e condições dos experimentos, a FDD respondeu com igual eficiência que a DF₁₀ na remoção de oocistos com a concentração inicial em média de 5×10^3 /litro. Considerando a abordagem do risco microbiológico, não houve benefício na adição de etapa de filtração ascendente da DF₁₀, para a remoção de oocistos, ou, a filtração descendente com leito duplo de antracito e areia da FDD equiparou-se à configuração da DF₁₀, nas condições experimentais deste estudo, para a remoção de oocistos.

Ou seja, mantidas as limitações e considerações deste experimento, a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium parvum* em concentrações próximas a 5×10^3 por litro, na água de fonte com turbidez próxima a 10 uT, poderia ser reduzida em 2,7 log tanto pela FDD ou DF. Seriam

necessários mais ensaios para avaliar a maior eficiência da DF na remoção de microesferas, aqui observada, considerando sua semelhança dimensional com os oocistos.

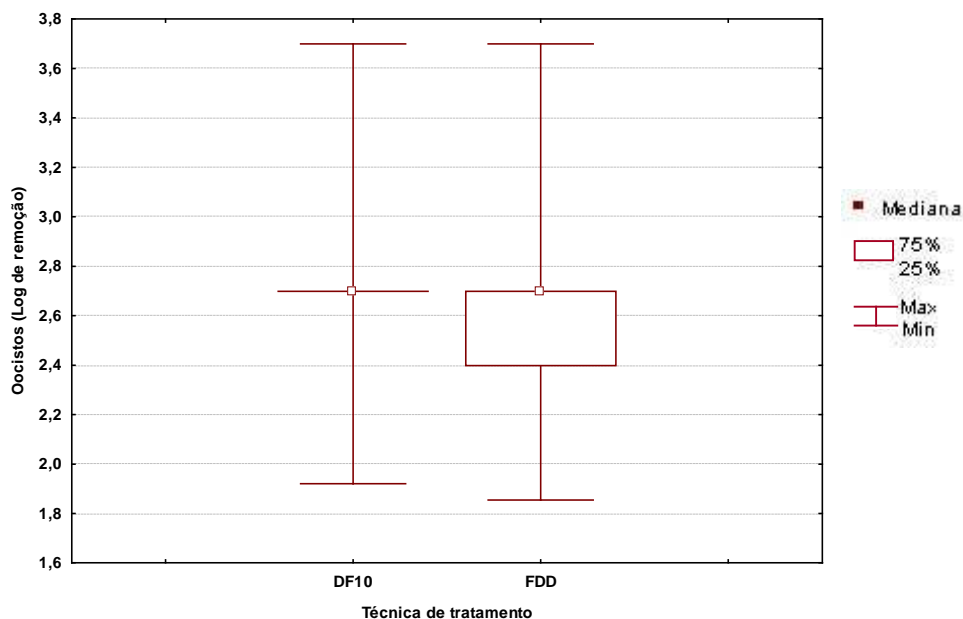


Figura 5.10: Comparação da remoção de **oocistos** de *Cryptosporidium parvum* entre as técnicas da **dupla filtração** (com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT) e da **filtração direta descendente** (valor $p = 0,633$).

5.6.2 Avaliação das eficiências entre as técnicas da dupla filtração, com turbidez inicial de 100 ± 5 uT, e do ciclo completo

O gráfico da Figura 5.11 mostra que houve diferença, estatisticamente significativa, na eficiência de remoção de turbidez entre as técnicas do CC e da DF₁₀₀. A DF foi mais eficiente com uma mediana de 3,1 em log remoção contra uma mediana de 2,6 log para o CC.

A razão dessa diferença de eficiência pode ser atribuída ao fato de que para uma separação pouco eficiente da decantação, a etapa de filtração ascendente adicional da DF pode ter favorecido maior remoção que a filtração descendente do CC. Deve ser enfatizada a limitação numérica dos dados e a limitação de 24 horas de carreira.

Considerando as condições experimentais, não foi possível a formação de manta de lodo que conferisse ao processo de decantação barreira adicional na remoção da turbidez. Embora esse fator fosse comum para as duas carreiras do CC e implique na eficiência de remoção dos

quatro parâmetros passíveis de avaliação (oocistos, esporos, microesferas e turbidez), o mesmo deve ser cuidadosamente discutido à luz dessa limitação.

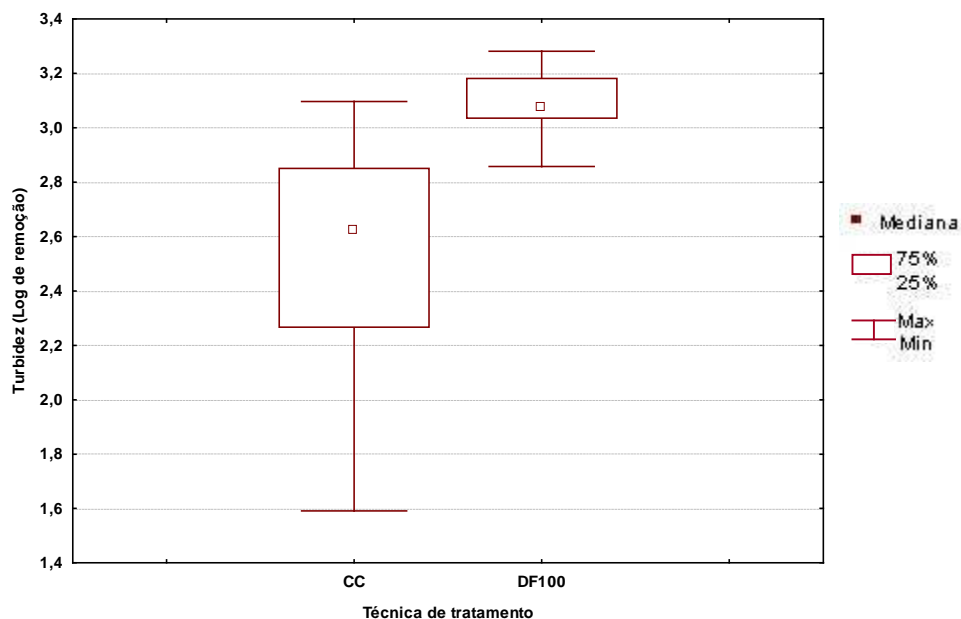


Figura 5.11: Comparação da remoção de **turbidez** entre as técnicas do **ciclo completo** e da **dupla filtração** (com turbidez inicial de 100 ± 5 uT) (valor $p = 0,000$).

O aspecto da provável ineficiência do processo de separação da operação unitária da decantação não foi observado na comparação entre as técnicas do CC e da DF₁₀₀, na Figura 5.12. Embora as medianas estivessem em zero de remoção, uma grande variação em log remoção pela técnica do CC foi observada. A diferença observada a partir dos valores das medianas e de distribuição de remoção de esporos aeróbios nas técnicas do CC e da DF₁₀₀ não foi estatisticamente significativa, segundo o p obtido.

Observa-se uma maior variação de remoção (mínimo e máximo) nos dados obtidos com a técnica do CC que soma-se à própria variabilidade do parâmetro em si. Os baixos valores de log remoção de esporos observados para a técnica do CC foram salientados em outros estudos, similares, notadamente em Brown e Cornwell (2007). São necessários mais ensaios com esse parâmetro no sentido de verificar ser o mesmo adequado na avaliação de processos de remoção ou de inativação na comparação do controle de oocistos.

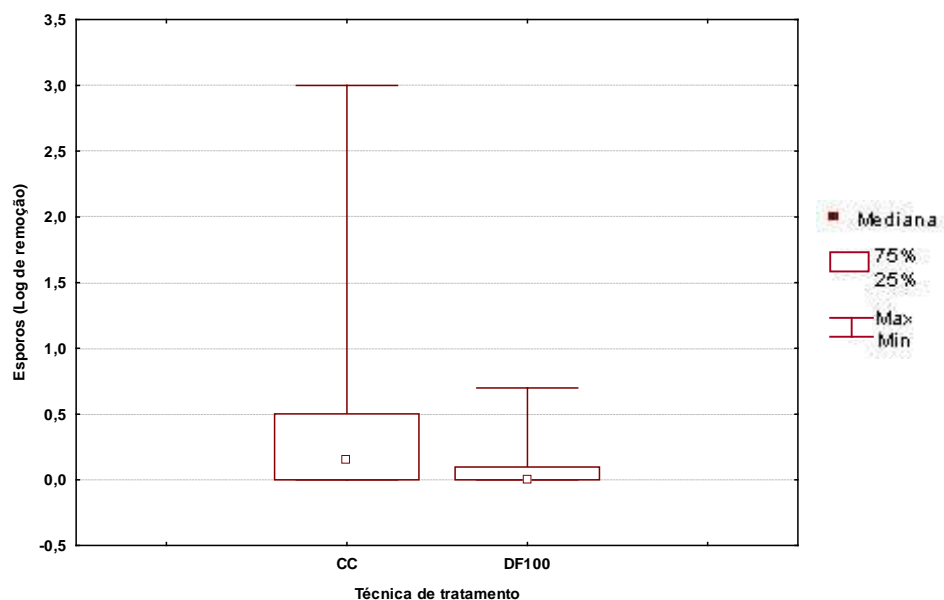


Figura 5.12: Comparação da remoção de **esporos** de *Bacillus subtilis* entre as técnicas do **ciclo completo** e da **dupla filtração** (com turbidez inicial de 100 ± 5 uT) (valor $p = 0,052$).

O valor de p , obtido nessa análise estatística de valores de tendência central e de amplitude variação, proporcionando a visualização gráfica, de acordo com a Figura 5.13, mostra que não houve diferença, estatisticamente significativa, entre as técnicas do CC e da DF₁₀₀ para a remoção de microesferas.

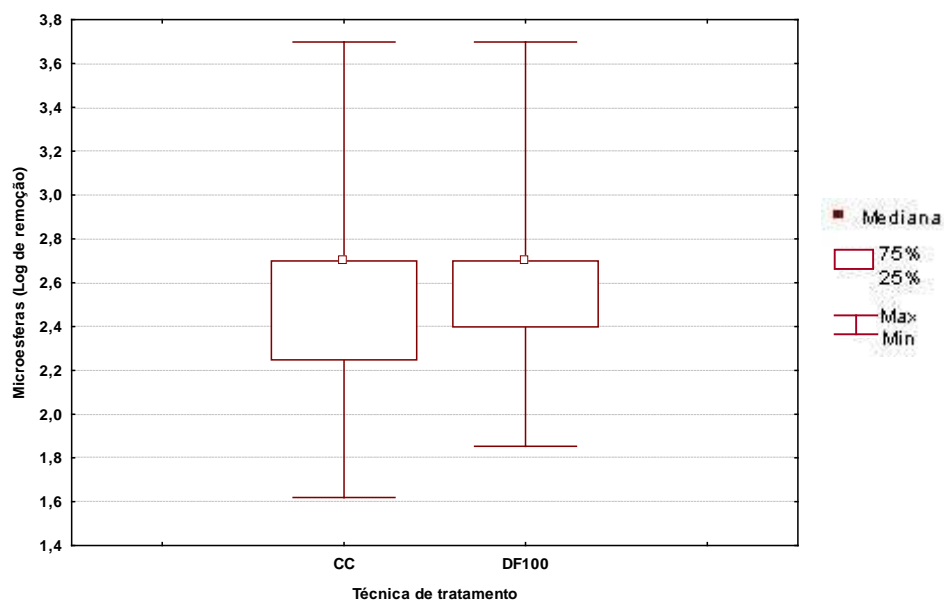


Figura 5.13: Comparação da remoção de **microesferas** fluorescentes entre as técnicas do **ciclo completo** e da **dupla filtração** (com turbidez inicial de 100 ± 5 uT) (valor $p = 0,676$).

De acordo com a análise estatística, com representação gráfica da Figura 5.14, não houve diferença, estatisticamente significativa, com ambas medianas (CC e DF₁₀₀) em 2,7 para a remoção de oocistos. Considerando as condições e especificidades dos experimentos, as duas técnicas podem ser aplicadas para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*. Para esse parâmetro, oocistos, não prevaleceram os aspectos de diferenças de mecanismos de remoção constituintes das duas técnicas. O valor em log remoção é próximo ao atribuído à técnica do CC pela regulamentação norte-americana (USEPA, 2006) de 3,0 log.

Embora seja uma técnica mais simplificada que o CC, a DF por não dispor da etapa de separação de decantação (ou flotação) tem na filtração ascendente, barreira considerável na retenção de flocos formados. Nas condições experimentais deste estudo, mesmo admitindo uma redução de eficiência da etapa de decantação, por não ter formado uma manta de lodo, houve separação similar entre essa etapa do CC e a filtração ascendente da DF, como barreiras aos oocistos.

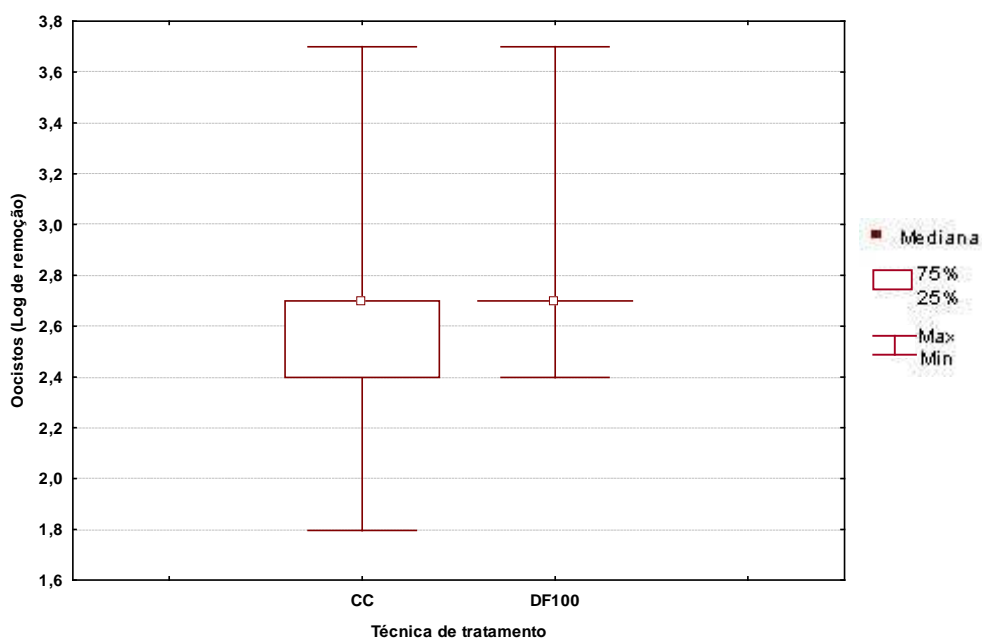


Figura 5.14: Comparação da remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* entre as técnicas do ciclo completo e da dupla filtração (com turbidez inicial de 100 ± 5 uT) (valor $p = 0,076$).

5.6.3 Avaliação da eficiência da técnica da dupla filtração, com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT

De acordo com o valor de p, com a respectiva demonstração gráfica apresentada na Figura 5.15, a diferença observada na remoção de turbidez pela técnica da DF₁₀₀ e DF₁₀, foi estatisticamente significativa em favor da condição de maior turbidez. Segundo LeChevallier e Au (2004), citando outros estudos, a ocorrência de uma maior quantidade de partículas pode determinar uma melhor formação de flocos, contribuindo em uma maior eficiência na redução da turbidez inicial.

Considerando ser a DF, conforme as observações feitas por outros estudos, notadamente em Di Bernardo (2003), técnica que apresenta grande capacidade na redução da turbidez, mesmo com um valor inicial de 300 uT, outras condições, não avaliadas neste presente estudo, devem ser estudadas, como variações do processo de coagulação e diferentes granulometrias nas etapas de filtração.

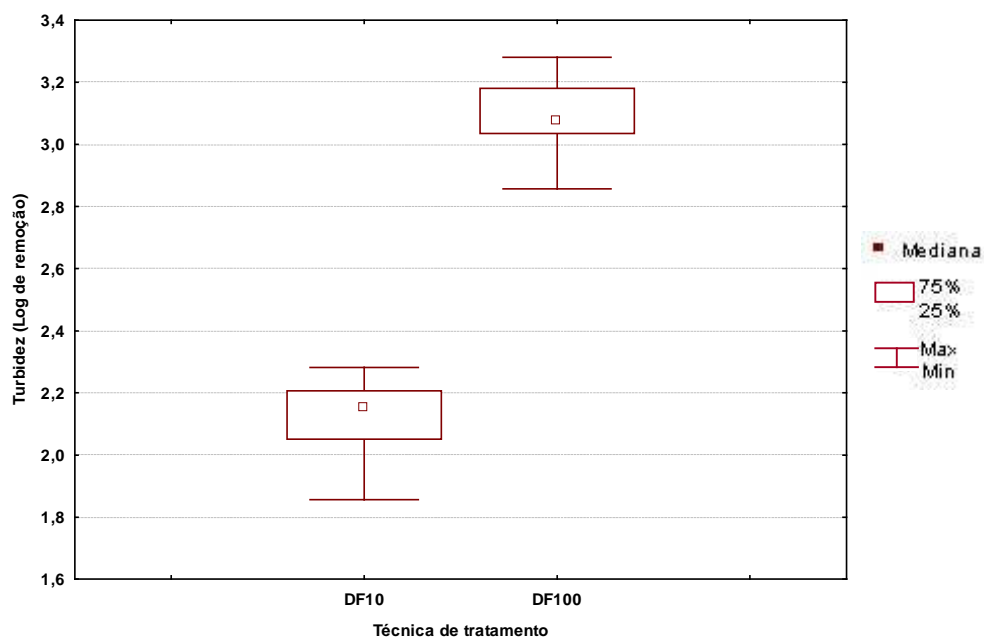


Figura 5.15: Comparação da remoção de turbidez na técnica da **dupla filtração** com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT (valor p = 0,000).

A Figura 5.16 é a representação gráfica da distribuição do log de remoção de esporos aeróbios pela técnica da DF, comparando-a nas duas condições de turbidez, 10 e 100 uT. Segundo o valor de p, obtido, não houve diferença, estatisticamente significativa, entre as eficiências,

sendo a remoção de esporos aeróbios pela DF₁₀₀ similar à remoção pela DF₁₀, e que, em suas medianas, a remoção foi praticamente zero.

Nota-se, contudo, a baixa eficiência, em ambas condições de turbidez, de remoção de esporos aeróbios. Sobre esse parâmetro, ainda pouco avaliado em estudos de remoção, seja em escala piloto ou real, devem agir fatores bem distintos aos de partículas do caulim; condição não avaliada neste estudo. Sua candidatura a parâmetro auxiliar ou substituto aos oocistos na avaliação da remoção de *Cryptosporidium* spp. da água deve ser submetida a estudos relativos à dinâmica de cargas e incorporação aos flocos na operação unitária da coagulação e dinâmica de retenção ou traspasse pelo leito granular.

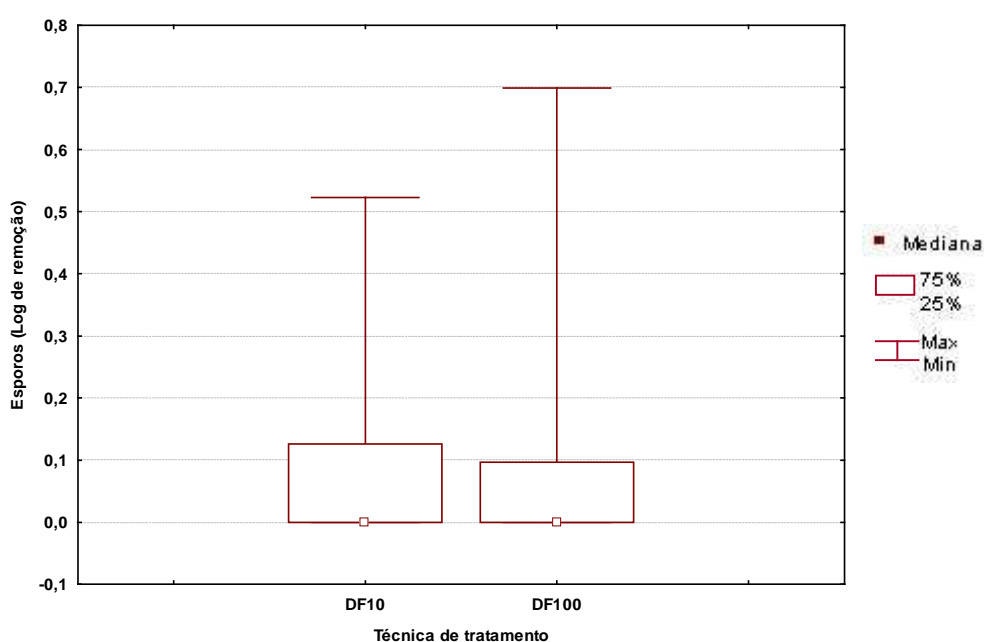


Figura 5.16: Comparação da remoção de **esporos** de *Bacillus subtilis* na técnica da **dupla filtração** com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT (valor $p = 0,432$).

Para a remoção de microesferas também não foi observada diferença estatisticamente significativa, com a representação gráfica apresentada na Figura 5.17. Houve, também para microesferas, similaridade na eficiência de remoção pela técnica da DF, nas duas condições de turbidez inicial, 100 e 10 uT.

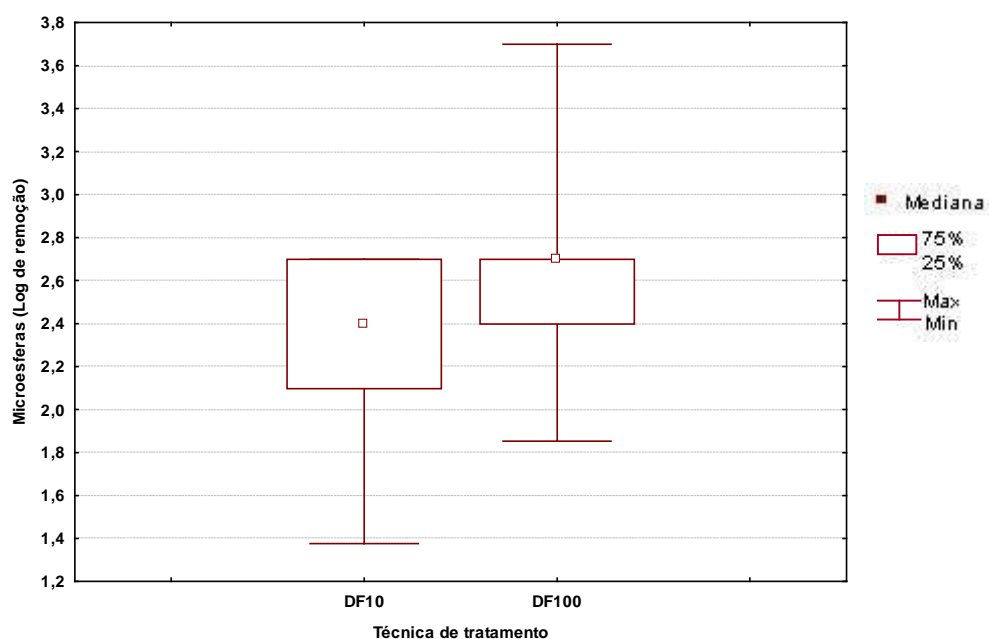


Figura 5.17: Comparação da remoção de **microesferas** fluorescentes na técnica da **dupla filtração** com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT (valor $p = 0,100$).

Microesferas, por apresentarem similaridade de dimensão, densidade e forma e serem mais facilmente detectáveis que oocistos, conforme estudos que utilizaram essas partículas (EMELKO *et al.*, 2003; HUCK *et al.*, 2000), têm apresentado características de indicador em estudos de avaliação de remoção de oocistos.

A utilização de microesferas, entretanto, limita-se aos estudos em escala piloto, considerando a necessidade de serem adicionadas à água a ser submetida a tratamento. Em escala real e, em situações de traspasse, há a consequente necessidade de negociação dessa condição com o consumidor e com a saúde pública.

Embora com um perfil diferenciado de remoção, não houve, também para a remoção de oocistos, diferenças nas eficiências de remoção pela DF nas duas condições iniciais de turbidez, conforme representado pela Figura 5.18. Ao contrário do observado para a turbidez, a maior turbidez inicial não foi fator determinante para a diferença de remoção de oocistos, esporos e microesferas, na DF.

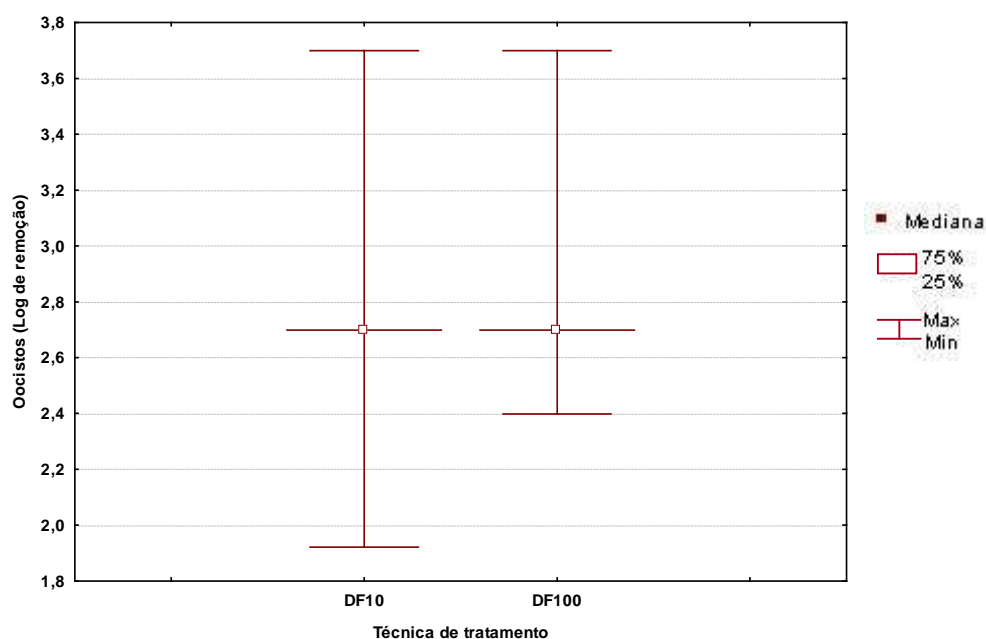


Figura 5.18: Comparação da remoção de **oocistos** de *Cryptosporidium parvum* na técnica da **dupla filtração** com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT (valor $p = 0,190$).

5.6.4 Avaliação geral das eficiências das técnicas do ciclo completo, da filtração direta descendente e da dupla filtração, com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e 100 ± 5 uT

Tabela 5.4: Resumo dos dados estatísticos, segundo Mann Whitney, de comparação entre as técnicas de tratamento na remoção de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos aeróbios de *Bacillus subtilis* e microesferas fluorescentes.

Comparação entre Técnicas	Remoção de Parâmetros			
	turbidez	oocistos	esporos	microesferas
CC x DF ₁₀₀	DF ₁₀₀ > CC	DF ₁₀₀ = CC	DF ₁₀₀ = CC	DF ₁₀₀ = CC
FDD x DF ₁₀	DF ₁₀ > FDD	DF ₁₀ = FDD	DF ₁₀ = FDD	DF ₁₀ > FDD
DF ₁₀₀ x DF ₁₀	DF ₁₀₀ > DF ₁₀	DF ₁₀₀ = DF ₁₀	DF ₁₀₀ = DF ₁₀	DF ₁₀₀ = DF ₁₀

Nota: sinais de = e > significam, respectivamente, igualdades e diferenças estatísticas.

Como avaliação geral da comparação entre técnicas, duas a duas (CC x DF₁₀₀, FDD x DF₁₀ e DF₁₀₀ x DF₁₀), em suas eficiências de remoção de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos aeróbios de *Bacillus subtilis* e microesferas fluorescentes, de acordo com o resumo da Tabela 5.4, podem ser registrados os seguintes aspectos:

- A DF₁₀₀, foi mais eficiente que o CC na remoção de turbidez, e as duas técnicas foram igualmente eficientes na remoção de oocistos, microesferas e esporos aeróbios.

- Não havendo, na literatura, incluindo guias e regulamentações, indicação da eficiência esperada para a DF para a remoção de oocistos, microesferas e esporos aeróbios, essa técnica apresenta-se como alternativa para remoção desses parâmetros, notadamente de turbidez.
- A FDD mostrou a mesma eficiência da DF₁₀ na remoção de oocistos e esporos aeróbios, menos eficiente que a DF₁₀ na remoção de microesferas e turbidez.
- De acordo com a *LT2ESWTR* (USEPA, 2006), à técnica da FDD são creditados 2,5 log de remoção de oocistos. À DF₁₀ poderia ser, de acordo com os resultados obtidos, creditada similar eficiência. Não houve ganho da DF, pela pré-filtração ascendente, na remoção de oocistos.
- Avaliando a técnica da DF, não houve influência da diferença de turbidez inicial (100 e 10 uT) na eficiência da remoção de oocistos, microesferas e esporos.
- Os oocistos, microesferas e esporos foram removidos de forma similar em todas as técnicas e condições ensaiadas.

5.7 Avaliação da remoção de parâmetros por técnica de tratamento

Nessa avaliação, os parâmetros turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos de *Bacillus subtilis* e microesferas fluorescentes foram avaliados entre si em cada técnica estudada, segundo Kruskal-Wallis e testes de comparações múltiplas a partir dos valores de mediana e outros de tendência central e de amplitude de variação. Segundo o objetivo específico proposto de avaliar a sensibilidade dos parâmetros turbidez, esporos aeróbios e microesferas como indicadores da eficiência de remoção de oocistos.

5.7.1 Avaliação da remoção dos parâmetros por filtração direta descendente

A Figura 5.19 mostra a representação gráfica das distribuições das tendências centrais e da amplitude de variações dos parâmetros para a técnica da FDD. Segundo a análise estatística, com resultados expressos no p, não houve diferença, estatisticamente significativa, entre as eficiências na remoção de turbidez e microesferas, mas houve para as remoções de turbidez e oocistos e entre turbidez e esporos. Oocistos foram, com segurança estatística, melhor removidos que a turbidez, microesferas e esporos, da mesma forma que microesferas foram para os esporos.

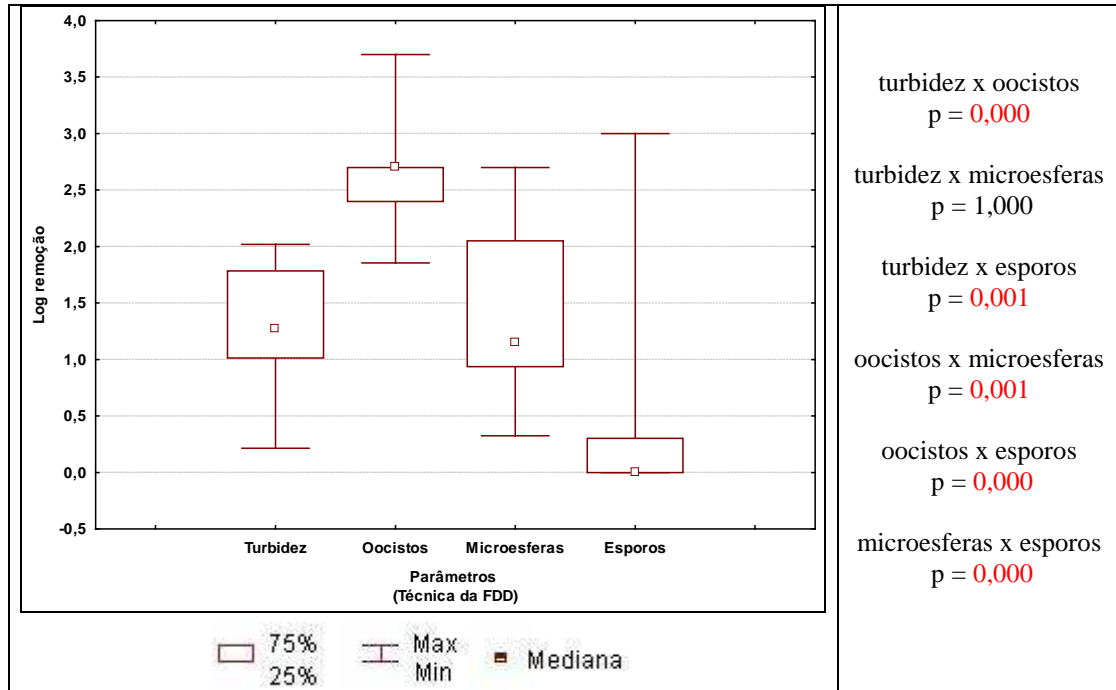


Figura 5.19: Comparação da remoção dos **parâmetros** (turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, microesferas fluorescentes e esporos de *Bacillus subtilis*,) na técnica da **filtração direta descendente**.

Na técnica da FDD, segundo as condições experimentais deste estudo, microesferas e esporos apresentaram maior resistência à remoção que oocistos. Notadamente, as microesferas, por apresentarem log de remoção próximo aos oocistos, podem servir como indicadores de sua remoção. Os processos e fatores que determinaram a remoção desses parâmetros nessa técnica apresentaram maior eficiência para oocistos. Em menor grau para turbidez e microesferas. Os esporos, talvez devida às suas diferenças de dimensões entre as demais partículas, apresentaram maior resistência à remoção. Estabeleceu-se, nesta técnica, com respaldo estatístico, o padrão de maior remoção de oocistos (2,6 log), seguidos de microesferas (1,2 log) e turbidez (1,3 log), e, com menor taxa de remoção, os esporos (zero log), considerando-se os valores de mediana.

5.7.2 Avaliação da remoção dos parâmetros por dupla filtração com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT

Avaliando estatisticamente os valores de tendência central e das medidas de dispersão obtidos da DF₁₀, com a representação gráfica mostrada na Figura 5.20, oocistos foram removidos

mais eficientemente, com significância estatística, que a turbidez e esporos e igualmente às microesferas. A remoção de turbidez foi maior, com significância estatística, que a remoção de esporos, semelhante à remoção de microesferas e menor que a remoção de oocistos. Microesferas foram melhor removidas que esporos.

A diferença básica, entre o padrão de remoção entre as técnicas de FDD e DF₁₀, foi o grau de remoção de microesferas, que acompanhou o padrão de remoção de oocistos. A similaridade de eficiências entre oocistos e microesferas nesta técnica reforça a observação da sensibilidade das microesferas como indicadores de remoção de oocisto. Os mecanismos de remoção de oocistos e microesferas devem ser muito similares. Entretanto, nestes experimentos, as microesferas mostraram maior relação com a remoção de turbidez que os oocistos.

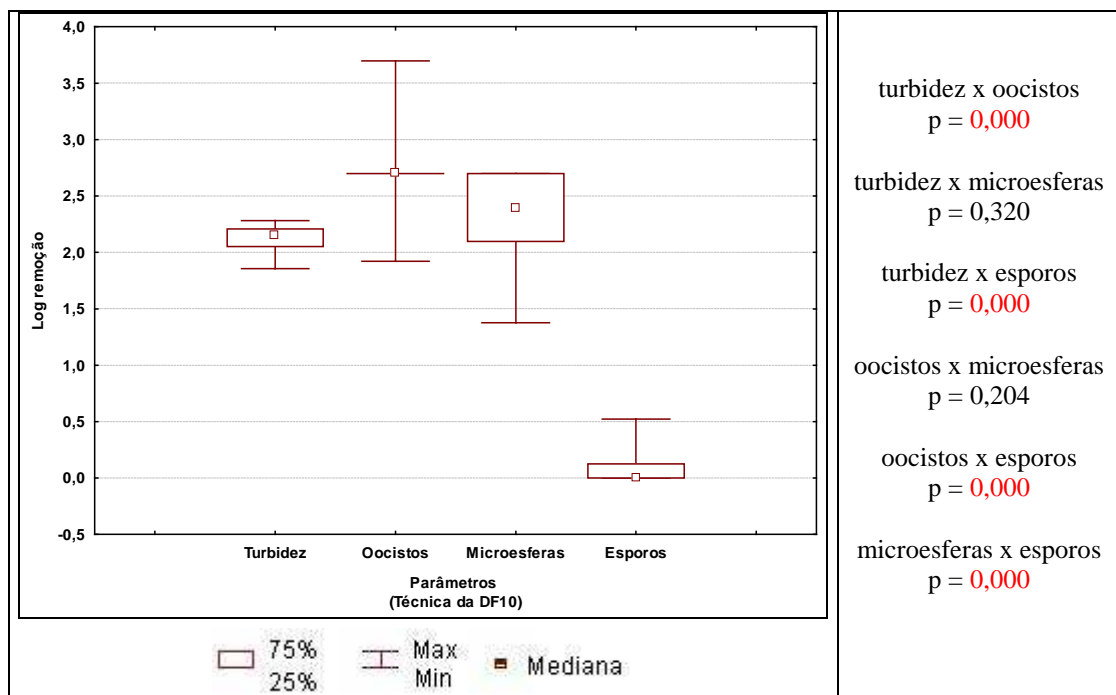


Figura 5.20: Comparação da remoção dos **parâmetros** (turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, microesferas fluorescentes e esporos de *Bacillus subtilis*,) na técnica da **dupla filtração** com turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT.

O padrão de remoção de oocistos, microesferas, esporos e turbidez observado na técnica de FDD foi próximo ao da DF₁₀. Observou-se um padrão similar de remoção de oocistos, microesferas e turbidez, e outro para esporos.

Um fator, além daqueles já discutidos para explicar esse padrão, pode estar relacionado à maior dificuldade analítica de recuperação, ou detecção, de oocistos em relação à microesferas e, mesmo, à turbidez. Entretanto, esse padrão já foi observado em outros estudos, como em Dugan *et al.* (2001) e Emelko *et al.* (2003) sem uma definição, clara e conclusiva, dos mecanismos de remoção que atuaram sobre essas partículas. Nesses estudos, os mecanismos de remoção na filtração foram influenciados, decisivamente, pela otimização da coagulação ou da maturidade da filtração, e atuaram sobre todas as partículas.

5.7.3 Avaliação da remoção dos parâmetros por dupla filtração com turbidez inicial de 100 ± 5 uT

As diferenças entre as eficiências de remoção de turbidez, oocistos e microesferas e a eficiência de remoção de esporos foram estatisticamente significativas, com menor eficiência na remoção de esporos. Não houve diferenças, estatisticamente significativas, entre as eficiências de remoção da turbidez, dos oocistos e das microesferas, conforme o p para cada comparação entre esses parâmetros, excetuando-se entre oocistos e microesferas.

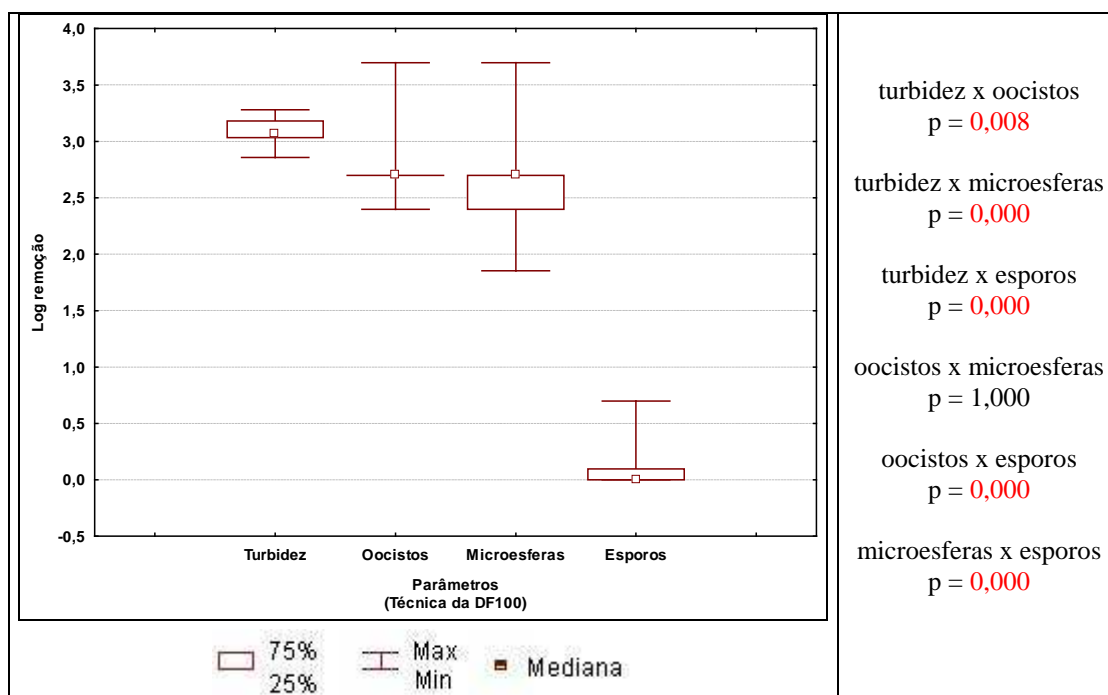


Figura 5.21: Comparação da remoção dos parâmetros (turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, microesferas fluorescentes e esporos de *Bacillus subtilis*,) na técnica da **dupla filtração** com turbidez inicial de 100 ± 5 uT.

Confirmando as observações da estatística descritiva e da comparação estatística entre técnicas, os esporos são, sistematicamente, mais difíceis de serem removidos, com uma faixa entre 1 a 3 log de remoção inferiores aos demais parâmetros. Essa observação é corroborada por conclusões de Brown e Cornwell (2007) quanto à utilização de esporos aeróbios como parâmetros indicadores da remoção de oocistos.

O padrão de remoção de oocistos e microesferas foi praticamente o mesmo observado para as técnicas da FDD e da DF_{10} . O padrão diferente neste caso da técnica da DF_{100} , em relação às anteriores, discutidas, foi a turbidez, que foi melhor removida, com respaldo estatístico. Esse aspecto foi observado em itens anteriores em que a turbidez inicial de 100 uT determinou maior eficiência de remoção. A representação gráfica da distribuição está na Figura 5.21.

Resguarda-se, nesse caso, entretanto, a observação geral de que é comumente observada maior eficiência para valores maiores de qualquer parâmetro a ser removido. Ou seja, esperam-se eficiências maiores de remoção, comparadas concentrações diferentes de um parâmetro, para as remoções das maiores concentrações.

Ainda assim, permanecem as observações de que entre os parâmetros avaliados, consolidou-se um padrão de remoção em que oocistos, microesferas foram mais eficientemente removidos que os esporos. A similaridade estatística entre as taxas de remoção de oocistos e turbidez pode ser discutida no sentido que os fatores de remoção que determinaram a remoção de oocistos proporcionaram a remoção de turbidez, o que não ocorreu na dupla filtração com turbidez inicial de 10 uT. Observou-se um padrão similar de remoção entre as duas condições de turbidez inicial.

5.7.4 Avaliação da remoção dos parâmetros por ciclo completo

Segundo o tratamento estatístico dos dados obtidos das remoções dos parâmetros, a técnica do CC apresentou eficiências de remoção similares para turbidez, oocistos e microesferas. Esse padrão de remoção foi similar ao apresentado para a técnica da DF_{100} , e, com mínimas diferenças, similar aos padrões observados para a FDD e DF_{10} . A representação gráfica da distribuição dos valores de tendência central e das medidas de dispersão estão na Figura 5.22.

Confirmando os dados e observações para a DF_{100} , esporos foram removidos com eficiência, estatisticamente significativa, inferior aos demais parâmetros. Também para a técnica do CC

os padrões de eficiências de remoção dos parâmetros oocistos, microesferas e turbidez, observados nas outras técnicas, foram, com significância estatística, similares. Essas similaridades corroboraram com as observações de que turbidez e microesferas podem ser aplicadas como parâmetros balizadores de remoção de oocistos.

Os padrões de remoção de oocistos, microesferas e turbidez foram de tal forma similares em análise estatística de seus dados de tendência central e das medidas de dispersão, que aproximam as eficiências de remoção desses parâmetros nas técnicas avaliadas, permitindo identificar nas microesferas e na turbidez, indicadores sensíveis em estudos piloto de avaliação de remoção de oocistos e, mesmo em escala real, para o parâmetro turbidez.

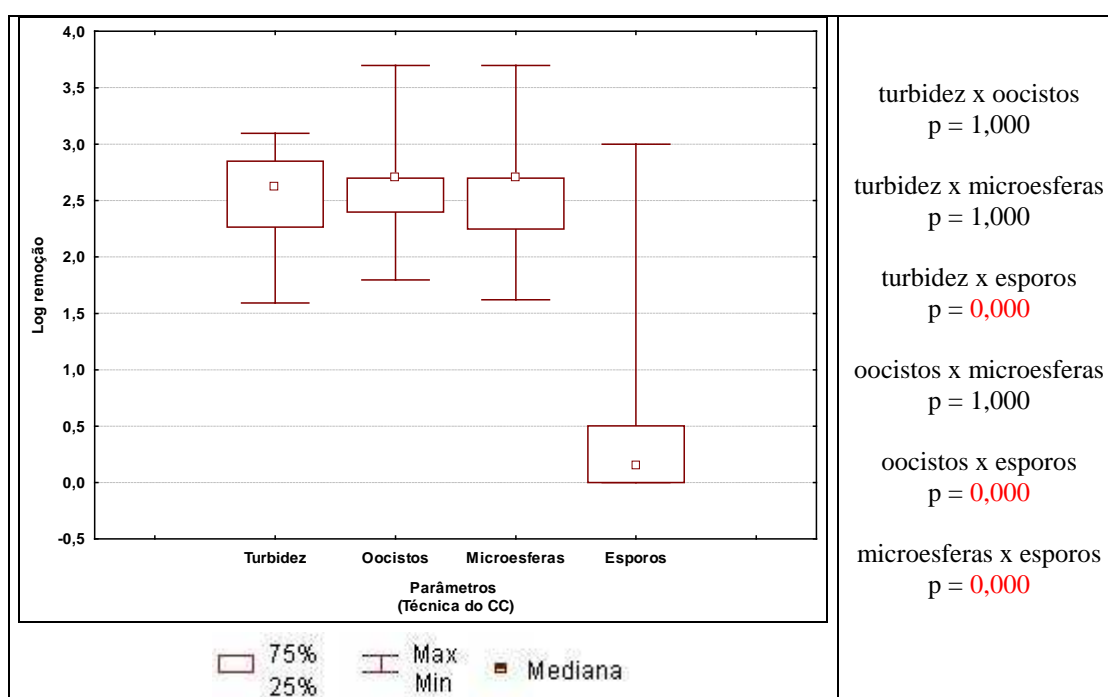


Figura 5.22: Comparação da remoção dos parâmetros (turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, microesferas fluorescentes e esporos de *Bacillus subtilis*,) na técnica do **ciclo completo**.

A Tabela 5.5 apresenta um resumo dos resultados do tratamento estatístico das eficiências de remoção entre os parâmetros avaliados, em cada técnica de tratamento.

Tabela 5.5: Comparação das eficiências de log remoção de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium parvum*, esporos de *Bacillus subtilis* e microesferas em cada técnica de tratamento, ciclo completo, dupla filtração (DF₁₀₀ e DF₁₀) e filtração direta descendente a partir de análise estatística com o teste Kruskal-Wallis.

Técnicas	Parâmetros	Parâmetros			
		turbidez	oocistos	microesferas	esporos
CC	turbidez	-	ooc = turb	micr = turb	esp < turb
	oocistos	turb = ooc	-	micr = ooc	esp < ooc
	microesferas	turb = micr	ooc = micr	-	esp < micr
	esporos	turb > esp	ooc > esp	micr > esp	-
DF ₁₀₀	turbidez	-	ooc < turb	micr < turb	esp < turb
	oocistos	turb > ooc	-	micr = ooc	esp < ooc
	microesferas	turb > micr	ooc = micr	-	esp < micr
	esporos	turb > esp	ooc > esp	micr > esp	-
DF ₁₀	turbidez	-	ooc > turb	micr = turb	esp < turb
	oocistos	turb < ooc	-	micr = ooc	esp < ooc
	microesferas	turb = micr	ooc = micr	-	esp < micr
	esporos	turb > esp	ooc > esp	micr > esp	-
FDD	turbidez	-	ooc > turb	micr = turb	esp < turb
	oocistos	turb < ooc	-	micr < ooc	esp < ooc
	microesferas	turb = micr	ooc > micr	-	esp < micr
	esporos	turb > esp	ooc > esp	micr > esp	-

Nota: sinais de = e >/ <, significam, respectivamente, igualdades e diferenças estatísticas.

Essa tabela resume as observações feitas nos itens anteriores, consolidando e reafirmando os padrões de eficiência de remoção dos parâmetros em cada técnica avaliada, enquanto permite uma observação geral das similaridades e diferenças registradas. Notadamente, os padrões de remoção de oocistos, microesferas, turbidez e esporos entre a DF₁₀₀ e o CC foram muito similares, e, embora com menor similaridade que na comparação anterior, as técnicas da dupla filtração, (DF₁₀) e da filtração direta descendente apresentaram padrões de remoção semelhantes.

Como resumo destas considerações, dentro das técnicas estatísticas até agora aplicadas, pode-se dizer que para um manancial com presença de oocistos de *Cryptosporidium* spp., em concentrações até 10³ por litro e turbidez até 100 uT, a técnica da dupla filtração apresenta eficiência de 2,7 log de remoção, similar à eficiência do ciclo completo. Essa consideração é importante uma vez que, inicialmente, o custo de implantação da dupla filtração é menor que do ciclo completo, embora as dificuldades de operação, entre as duas técnicas, sejam similares.

5.7.5 Análise da correlação entre os parâmetros em cada técnica de tratamento

Os testes de Spearman foram utilizados para a avaliação da correlação entre os oocistos e indicadores (microesferas, esporos e turbidez), em cada técnica de tratamento deste experimento piloto, no sentido de identificar a sensibilidade desses indicadores como possíveis substitutos na avaliação da remoção de oocistos. As correlações foram consideradas significativas (apresentadas em vermelho) em um $p < 0,05000$.

A Tabela 5.6 apresenta os dados de correlação (Spearman) para a técnica do ciclo completo, a partir dos dados de concentração de oocistos, microesferas e esporos e dos valores de turbidez remanescente.

Tabela 5.6: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de turbidez e das concentrações de oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica do ciclo completo.

	Turbidez (uT)	Oocistos (n°/L)	Microesferas (n°/L)	Esporos (UFC/L)
Turbidez (uT)	1,000000	0,235815	0,379175	0,553493
Oocistos (n°/L)	0,235815	1,000000	0,158291	-0,161661
Microesferas (n°/L)	0,379175	0,158291	1,000000	0,270292
Esporos (UFC/L)	0,553493	-0,161661	0,270292	1,000000

Observa-se correlação significativa somente entre a turbidez e os esporos (0,553493), embora seja destacável a correlação entre microesferas e a turbidez. A turbidez, embora não tenha mostrado correlação significativa com os oocistos, apresentou correlação com microesferas, corroborando com as similaridades já identificadas nos testes estatísticos já aplicados (Kruskal-Wallis). Não há correlação significativa entre oocistos e os demais parâmetros.

Da mesma forma, ainda para a técnica do ciclo completo, o teste de Spearman foi aplicado para os valores de log remoção, avaliando a correlação entre os parâmetros, segundo a matriz mostrada na Tabela 5.7.

Tabela 5.7: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de log remoção para a turbidez, oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica do ciclo completo.

	Oocistos	Microesferas	Esporos	Turbidez
Oocistos	1,000000	0,158291	-0,161661	0,228003
Microesferas	0,158291	1,000000	0,270292	0,390396
Esporos	-0,161661	0,270292	1,000000	0,553493
Turbidez	0,228003	0,390396	0,553493	1,000000

A análise de avaliação da correlação entre os parâmetros para os valores de log remoção confirmaram os resultados já observados para os dados de concentrações, da Tabela 5.6, em que houve correlação significativa entre a turbidez e esporos e relativa entre a turbidez e microesferas. Também para os valores de log remoção, não foi observada correlação significativa entre os oocistos e os demais parâmetros.

A correlação entre esporos e oocistos, embora negativa, foi muito fraca para que se estabeleçam considerações sobre o antagonismo de comportamento dos dois parâmetros à técnica de tratamento.

Para a técnica da dupla filtração, turbidez inicial de 100 uT (± 5 uT), (DF_{100}), os mesmos testes estatísticos de Spearman avaliaram possíveis correlações entre os parâmetros, considerando os valores de turbidez remanescente e de concentrações de oocistos, microesferas e esporos, Tabela 5.8, e dos valores de log remoção, Tabela 5.9.

Tabela 5.8: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de turbidez e concentrações de oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da dupla filtração em turbidez inicial de 100 uT (± 5 uT).

	Turbidez (uT)	Oocistos (n°/L)	Microesferas (n°/L)	Esporos (UFC/L)
Turbidez (uT)	1,000000	0,140253	0,304631	-0,116141
Oocistos (n°/L)	0,140253	1,000000	-0,187867	0,183804
Microesferas (n°/L)	0,304631	-0,187867	1,000000	0,027625
Esporos (UFC/L)	-0,116141	0,183804	0,027625	1,000000

Não se repetiram, para a técnica da dupla filtração (DF_{100}), os mesmos padrões de correlação observados para o ciclo completo, embora uma correlação relativa possa ser verificada entre turbidez e microesferas. As correlações entre turbidez e esporos, entre oocistos e microesferas foram negativas, embora muito próximas a zero, ou seja, na prática não houve correlações.

Não há, aparentemente, justificativa dessa diferença de resultados de correlações, entre as duas técnicas já avaliadas, embora os mecanismos de remoção entre as duas técnicas sejam distintos. Também, nessa técnica, não foram observadas correlações significativas entre oocistos e os demais parâmetros.

Tabela 5.9: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de **log remoção** para a turbidez, oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da **dupla filtração** em turbidez inicial de **100 uT** (± 5 uT).

	Oocistos	Microesferas	Esporos	Turbidez
Oocistos	1,000000	-0,187867	0,183804	0,140222
Microesferas	-0,187867	1,000000	0,027625	0,298094
Esporos	0,183804	0,027625	1,000000	-0,121542
Turbidez	0,140222	0,298094	-0,121542	1,000000

Ainda mais fraca, na avaliação dos valores de log remoção, foi a correlação entre turbidez e microesferas. Também não foi observada correlação entre os oocistos e os demais parâmetros nessa avaliação dos valores de log remoção na técnica da dupla filtração (DF₁₀₀).

Para a dupla filtração, com turbidez inicial de 10 uT ($\pm 0,5$ uT), a Tabela 5.10 apresenta a matriz de correlação para as concentrações dos parâmetros avaliados.

Tabela 5.10: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de turbidez e **concentrações** de oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da **dupla filtração** em turbidez inicial de **10 uT** ($\pm 0,5$ uT).

	Turbidez (uT)	Oocistos (n°/L)	Microesferas (n°/L)	Esporos (UFC/L)
Turbidez (uT)	1,000000	0,280105	0,349299	0,111030
Oocistos (n°/L)	0,280105	1,000000	0,471252	-0,127676
Microesferas (n°/L)	0,349299	0,471252	1,000000	0,338659
Esporos (UFC/L)	0,111030	-0,127676	0,338659	1,000000

Observa-se correlação entre microesferas e os demais parâmetros, nessa avaliação da técnica da dupla filtração com turbidez inicial de 10 uT ($\pm 0,5$ uT), sendo a correlação com oocistos mais acentuada que as demais.

Embora não tenha se repetido essa correlação para as técnicas em que foi utilizada água de estudo com turbidez inicial de 100 uT (± 5 uT), as microesferas apresentaram-se significativamente importantes como parâmetro de avaliação da eficiência de remoção de turbidez, e, nesta avaliação, para oocistos.

Esse padrão de eficiência foi confirmado na avaliação de correlação com os dados de log (Tabela 5.11).

Tabela 5.11: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de **log remoção** para a turbidez, oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da **dupla filtração** em turbidez inicial de **10 uT** ($\pm 0,5$ uT).

	Oocistos	Microesferas	Esporos	Turbidez
Oocistos	1,000000	0,471252	-0,127676	0,324211
Microesferas	0,471252	1,000000	0,338659	0,481499
Esporos	-0,127676	0,338659	1,000000	0,256787
Turbidez	0,324211	0,481499	0,256787	1,000000

Os níveis de correlação observados para microesferas com oocistos e turbidez, a partir dos valores de log remoção, reforçam as correlações observadas nas avaliações das técnicas anteriores e para a dupla filtração (DF₁₀) com avaliação dos dados de concentração. Repete-se, aqui, a correlação negativa, fraca, entre oocistos e esporos.

Para a técnica da filtração direta descendente, os resultados das avaliações de correlações entre os parâmetros, turbidez, oocistos, microesferas e esporos, podem ser verificados segundo as respectivas matrizes, a partir dos dados de concentração, Tabela 5.12, e a partir dos dados de log remoção, Tabela 5.13.

Tabela 5.12: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de turbidez e **concentrações** de oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da **filtração direta descendente**.

	Turbidez (uT)	Oocistos (nº/L)	Microesferas (nº/L)	Esporos (UFC/L)
Turbidez (uT)	1,000000	-0,217118	0,599784	0,315373
Oocistos (nº/L)	-0,217118	1,000000	0,326476	0,170373
Microesferas (nº/L)	0,599784	0,326476	1,000000	0,571660
Esporos (UFC/L)	0,315373	0,170373	0,571660	1,000000

Os resultados, matrizes das Tabelas 5.12 e 5.13, mostram significativas correlações das microesferas com a turbidez e com os esporos, e com menor acento, com os oocistos.

Tabela 5.13: Matriz de correlação, segundo Spearman, dos valores de **log remoção** para a turbidez, oocistos, microesferas e esporos, considerando a técnica da **filtração direta descendente**.

	Oocistos	Microesferas	Esporos	Turbidez
Oocistos	1,000000	0,326476	0,170373	-0,217118
Microesferas	0,326476	1,000000	0,571660	0,599784
Esporos	0,170373	0,571660	1,000000	0,315373
Turbidez	-0,217118	0,599784	0,315373	1,000000

Emelko *et al.* (2003) observaram que o comportamento das microesferas foi similar ao de oocistos em condições otimizadas e não otimizadas de coagulação, em diferentes períodos de duração da filtração. Embora essa correlação não tenha sido observada neste trabalho, a eficiência da remoção de microesferas mostrou estar influenciada pela remoção de turbidez, conforme verificaram aqueles autores.

A maior negatividade do potencial zeta das microesferas (-7,4 a 50,2 mV contra -1,5 a 12,5 mV dos oocistos, conforme DAÍ E HOZALKI, 2003) poderia, pelo menos em parte, explicar a baixa correlação verificada nos experimentos, enquanto a maior facilidade de detecção das microesferas em relação aos oocistos poderia determinar inferências quanto à menor remoção das primeiras.

Similarmente aos achados de Amburgey *et al.* (2005), as microesferas poderiam ser utilizadas como parâmetros de avaliação da eficiência de remoção de oocistos, em caráter conservador, considerando maior eficiência de remoção dos oocistos observada nos trabalhos desenvolvidos por aqueles e outros pesquisadores, como Emelko *et al.* (1999 e 2003).

As microesferas podem ser aplicadas em estudos de avaliação de remoção de oocistos, embora se limitem aos estudos de bancada e piloto pela necessidade de adição dessas partículas à água bruta, enquanto, por outro lado, a simplicidade de sua detecção e o custo da suspensão em concentração adequada a estudos de remoção seja critério positivo de sua escolha.

5.8 Discussão das hipóteses propostas

A partir das cinco hipóteses levantadas no item 2.3, e dos resultados obtidos nos experimentos, são discutidas as proposições, conforme Tabela 5.14:

Tabela 5.14: Discussão das hipóteses propostas.

Hipótese	Discussão
1. Na comparação das eficiências de tratamento entre as técnicas da dupla filtração e a filtração direta descendente, a diferença de composição da operação unitária da filtração ascendente da dupla filtração, significará redução de barreira e conseqüente redução na eficiência de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> .	A técnica da dupla filtração, na condição de turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT, apresentou a mesma eficiência da filtração direta descendente na remoção de oocistos e de esporos e foi mais eficiente na remoção de microesferas e turbidez. Considerando os objetivos essenciais deste estudo, não foi confirmada a hipótese.
2. Esporos de bactérias esporogênicas aeróbias (<i>Bacillus subtilis</i>), turbidez e microesferas, incorporados ao estudo, apresentarão padrões de remoção similares àqueles a serem observados para <i>Cryptosporidium parvum</i> , permitindo concluir sobre a utilidade desses parâmetros como indicadores de eficiência de remoção dos oocistos.	Microesferas mostraram correlação, em suas taxas de remoção similares às observadas para turbidez e oocistos. Foram fracas as demais correlações entre oocistos e turbidez e oocistos e esporos. Somente microesferas poderiam ser aplicadas como parâmetro de avaliação de remoção de oocistos em estudos piloto.
3. As técnicas de tratamento do ciclo completo e da filtração direta descendente, a serem avaliadas neste estudo, apresentarão taxas de remoção de oocistos de <i>Cryptosporidium parvum</i> similares àquelas estabelecidas na legislação internacional, notadamente a legislação americana (USEPA, 2006) que confere 3,0 unidades log de remoção para a técnica do ciclo completo e 2,5 log para a técnica da filtração direta descendente.	As taxas de remoção apresentaram, em valores de suas medianas, 2,7 log para o ciclo completo e de 2,6 log para a filtração direta descendente, relativamente similares àquelas conferidas à essas técnicas pela legislação norte-americana.
4. A técnica da dupla filtração será avaliada em sua eficiência de remoção de turbidez, oocistos, microesferas e esporos aeróbios da água de estudo com duas condições de turbidez, $10 \pm 0,5$ uT e $100 \pm 5,0$ uT, sendo que a água com maior turbidez (100 uT) deverá apresentar maior taxa de remoção desses parâmetros em virtude de uma melhor formação de flocos e a conseqüente aderência de sólidos e microrganismos às partículas.	Em ambas as condições de turbidez inicial ($10 \pm 0,5$ uT e $100 \pm 5,0$ uT) as eficiências da dupla filtração foram estatisticamente similares. Uma maior turbidez na água não determinou maior eficiência da dupla filtração na remoção de oocistos, esporos e microesferas.
5. Valores de turbidez remanescente inferiores a 0,5 uT e 0,3 uT, obtidos nos processos de filtração das técnicas de tratamento a serem avaliadas, determinarão as maiores taxas de remoção de oocistos, de acordo com legislação nacional (BRASIL, 2004) e de outros países (USEPA, 2006), que associam o controle do <i>Cryptosporidium</i> spp. à obtenção de efluentes de filtração com turbidez inferiores a esses valores.	Não foi observada maior remoção de oocistos em valores de turbidez remanescentes inferiores a 0,5 ou 0,3 uT embora os valores de log remoção de turbidez e oocistos tenham sido similares em todas as técnicas de tratamento avaliadas. Esses dois parâmetros não apresentaram correlação na avaliação de análise estatística multivariada.

6 CONCLUSÕES

- A eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum*, pelas técnicas do ciclo completo, da dupla filtração, nas duas condições de turbidez inicial, e da filtração direta descendente, foi de 2,70 log, acompanhando resultados de estudos em escala piloto realizados, segundo revisão da literatura, em condições experimentais similares;
- As técnicas do ciclo completo e da dupla filtração, na condição de turbidez inicial de 100 ± 5 uT, também foram similares em suas eficiências de remoção de microesferas (2,7 log) e esporos (0,1 log), enquanto a dupla filtração (3,1 log) foi superior ao ciclo completo (2,5 log) em sua eficiência de remoção de turbidez;
- A eficiência da técnica da filtração direta descendente foi similar à técnica da dupla filtração, em condição de turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT, na remoção de de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e esporos aeróbios e inferior na remoção de turbidez e microesferas;
- A técnica da dupla filtração, na condição de turbidez inicial de 100 ± 5 uT, apresentou maior eficiência na remoção de microesferas que na condição de turbidez inicial de $10 \pm 0,5$ uT e eficiência similar na remoção de esporos;
- Microesferas e turbidez apresentaram correlação significativa em seus padrões de remoção em todas as técnicas avaliadas e microesferas apresentaram o melhor padrão de correlação com os demais parâmetros;
- Os padrões de remoção de microesferas e de turbidez foram similares àqueles observados para oocistos e superiores aos observados para esporos aeróbios;
- Não foram observadas associações entre os padrões de remoção de oocistos, microesferas e esporos aeróbios em condições de redução da turbidez a valores inferiores a 0,5 ou 0,3 uT, considerando serem esses limites recomendados por legislações como referência para remoção de oocistos;
- O desempenho, pouco discutido na literatura, da dupla filtração na remoção de oocistos, mesmo na condição de tratamento da água de maior turbidez, pode determiná-la como técnica alternativa no controle de *Cryptosporidium*, considerando seu menor custo de implantação e dificuldade de operação similar ao ciclo completo.

7 RECOMENDAÇÕES

Como recomendação geral, devem ser ampliados os estudos com a técnica da dupla filtração, avaliando-se diferentes condições, coagulantes, taxas de filtração, leitos granulares, entre outros fatores e parâmetros, em vista dos resultados anteriormente conhecidos na literatura quanto à eficiência dessa técnica e dos obtidos neste estudo, e considerando a simplicidade de operação e o custo de investimento para implantação dessa técnica.

Recomenda-se, ainda:

- Ampliar o uso de microesferas em estudos com escala piloto, considerando o custo menor, a facilidade de detecção maior em comparação com as técnicas de detecção de oocistos e os resultados obtidos de similaridade à remoção de turbidez e oocistos;
- A manutenção de utilização de esporos aeróbios em estudos de avaliação de processos e técnicas de tratamento da água na remoção e/ou inativação de oocistos, considerando a maior dificuldade de remoção observada neste estudo, na proposta da legislação norte americana (USEPA, 2006) no uso desse parâmetro na demonstração de desempenho de sistemas, na possibilidade de seu uso mesmo em estudos na escala real por serem microrganismos autóctones dos ambientes aquáticos em concentrações que permitem avaliar níveis de remoção compatíveis às conferidas às diferentes técnicas e à facilidade em sua detecção laboratorial, podendo o parâmetro ser, relativamente, aplicado na maioria dos laboratórios de controle da qualidade da água;
- A continuidade do uso da técnica simplificada de filtração em membrana de ester de celulose de 0,45 micrômetro de porosidade para a avaliação da remoção de oocistos em estudos de escala piloto, considerando menor custo e maior simplicidade dessa técnica em comparação à 1623, validada pela USEPA (USEPA, 2005);
- Ampliar o tempo de carreiras de filtração em futuras avaliações das técnicas de tratamento, notadamente da dupla filtração, na remoção de oocistos, considerando a necessidade de repetição das condições reais de operação.

8 REFERÊNCIAS

- ABOYTES, R.; DI GIOVANNI, G. D.; ABRAMS, F. A.; RHEINECKER, C.; McELROY, W.; SHAW, N.; LeCHEVALLIER, M. W. Detection of infectious *Cryptosporidium* in filtered drinking water. *Journal American Water Works Association*, v. 96, n. 9, p. 88-98, september 2004.
- ALLEN, M. J.; CLANCY, J. L.; RICE, E. W. The plain, hard truth about pathogen monitoring. *Journal American Water Works Association*, v. 92, n. 9, p. 64-76, september, 2000.
- AMBURGEY, J. E.; AMIRTHARAJAH, A.; YORK, M. T.; BROUCKAERT, B. M.; SPIVEY, N. C.; ARROWOOD, M. J. Comparison of conventional and biological filter performance for *Cryptosporidium* and microsphere removal. *Journal American Water Works Association*, v. 97, n. 12, p. 77-91, december 2005.
- AMBURGEY, J. E.; ARROWOOD, M. J.; AMIRTHARAJAH, A.; SPIVEY, N. C. Comparison of conventional and biological filtration for removal of *Cryptosporidium* oocysts from drinking water. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2000, Salt Lake City, USA. *Proceedings...* Salt Lake City, USA : AWWA, 2000.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21ª Ed. Washington: APHA, AWWA, WEF, 2005.
- ANDERSON, B. C. Moist heat inactivation of *Cryptosporidium* sp. *Am. J. Public Health*, v. 75, n. 12, p. 1433-1434, 1985 *apud* UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Office of Water. Washington, DC 20460. *Cryptosporidium: Drinking Water Health Advisory*. (EPA-822-R-01-009). 31 p. March 2001.
- ARNOLD, A. J.; EMELKO, M. B. Analytical method development for minimizing uncertainty in *Cryptosporidium* and microsphere enumeration from large water volumes. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE. 2006, Denver, USA. *Proceedings...* Denver, USA : AWWA, november 5-9, 2006.
- ASHBOLT, N. J. Microbial contamination of drinking water and disease outcomes in developing regions. *Toxicology* 198, p. 229-238, 2004.
- ASSAVASILAVASUKUL, P.; LAU, B. L. T.; HARRINGTON, G. W.; HOFFMAN, R. M.; BORCHARDT, M. A. Effect of pathogen concentrations on removal of *Cryptosporidium* and *Giardia* by conventional drinking water treatment. *Water Research*, v. 42, n. 10-11, p. 2678-2690, may 2008.
- AUSTRÁLIA. Australian Drinking Water Guidelines. National Water Quality Management Strategy. National Health and Medical Research Council. Natural Resource Management Ministerial Council. 2004. 615p.
- BARALDI, S. R.; MARQUES, E. G. L.; DIAS R. M. D. S. Ocorrência de *Cryptosporidium parvum* e *Isospora belli* na região de Campinas, SP. *Rev. Inst. Adolfo Lutz*, v. 58, p. 97-103, 1999 *apud* FRANCO, R. M. B. Protozoários de veiculação hídrica: relevância em Saúde Pública. *Rev Panam Infectol*, v. 9, n. 4, p. 36-43, 2007.
- BARBEAU, B.; MYRE, I.; FACILE, N.; DESJARDINSAND, R.; PRÉVOST, M. Evaluating disinfection processes: aerobic spore formers as a surrogate for *Giardia* and *Cryptosporidium*. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE. 1998, San Diego, California. *Proceedings...* San Diego, California : AWWA, november 1-5, 1998.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; HELLER, L.; MARTINS-VIEIRA, M. B. C.; BRITO, L. L. A. Abordagem sanitário-epidemiológica do tratamento e da qualidade parasitológica da água para consumo humano: entre o desejável e o possível. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. *Anais...* João Pessoa : ABES, 2001.

BAUDIN, I.; LAÏNÉ, J. M. Assessment and optimization of clarification process for *Cryptosporidium* removal. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE. 1998, San Diego, California. *Proceedings...* San Diego, California : AWWA, november 1-5, 1998.

BISWAS, K.; CRAIK, S.; SMITH, D. W.; BELOSEVIC, M. Synergistic inactivation of *Cryptosporidium parvum* using ozone followed by free chlorine in natural water. *Water Research*, v. 37, n. 19, p. 4737-47, november 2003.

BONADONNA, L.; BRIANCESCO, R.; OTTAVIANI, M.; VESCHETTI, E. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts in Sewage effluents and correlation with microbial, chemical and physical water variables. *Environmental Monitoring and Assesment*, v. 75, p. 241-252, 2002.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria n.º 518 de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. *Diário Oficial*, Poder Executivo, Brasília, DF, 2004.

BRATBY, J. R. Interpreting laboratory results for the desing of rapid mixing and flocculation systems. *Journal American Water Works Association*, v. 73, n. 6, p. 318-325, june 1981 *apud* Di BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. Unidades de mistura rápida e de floculação. In: _____. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. São Carlos: RIMA, v.1, 2ª. ed., 2005. 397 p.

BROWN, R. A.; CORNWELL, D. A. Using spore removal to monitor plant performance for *Cryptosporidium* removal. *Journal American Water Works Association*, v. 99, n. 3, p. 95-109, march 2007.

BUSTAMANTE, H. A; SHANKER, S. R.; PASHLEY, R. M.; KARAMAN, M. E. Interations between *Cryptosporidium* oocysts and water treatment coagulants. *Water Research*, v. 35, n. 13, p. 3179-3189, 2001.

CALLEGARI-JACQUES, S. *Bioestatística: princípios e aplicações*. Porto Alegre: Artmed, 2003, 255 p.

CAMP, T. R. Flocculation and flocculation basis. *ASCE Transactions*, v. 120, p. 1-16, 1955 *apud* Di BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. Unidades de mistura rápida e de floculação. In: _____. *Métodos e técnicas de tratamento de água*. São Carlos: RIMA, v.1, 2ª. ed., 2005. 397 p.

CANADÁ. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Supporting Documentation – Protozoa: *Giardia* and *Cryptosporidium*. Water Quality and Health Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, Ottawa, Ontario. April 2004.

CARDOSO, L. S.; DE CARLI, G. A.; DE LUCA, S. J. *Cryptosporidium* e *Giardia* em efluentes biologicamente tratados e desinfetados. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 8, n. 4, p. 285-290, 2003 *apud* FERNANDES, N. M. G. *Influência do pH de coagulação e dosagem de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de Cryptosporidium por filtração direta descendente*. 2007. 163 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília. Brasília, julho de 2007.

CAREY, C. M.; LEE, H.; T., J. Biology, persistence and detection of *Cryptosporidium parvum* and *Cryptosporidium hominis* oocyst. *Water Research*, v. 38, n. 4, p. 818-862, february 2004.

- CARMENA, D.; AGUINAGALDE, X.; ZIGORRAGA, C.; FERNÁNDEZ-CRESPO, J. C.; OCIO, J. A. Presence of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in drinking water supplies in northern Spain. *Journal of Applied Microbiology*, n. 102, p. 619-629, 2007.
- CASEMORE, D. P.; WRIGHT, S. E.; COOP, R. L. Cryptosporidiosis - Human and animal epidemiology. 1997. In: Fayer, R. (Ed.). *Cryptosporidium and cryptosporidiosis*. CRC Press, Boca Raton, USA, p. 65-92 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- CERQUEIRA, D. A.; GALINARI, P. C.; FONSECA, Y. M. F. Bactérias esporogênicas como parâmetro auxiliar no controle do tratamento da água de consumo. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. *Anais ...* Porto Alegre : ABES/AIDIS, 2000.
- CHAURET, C.; HODSON, J.; BALLANTYNE, L.; RADZIMINSKI, C.; ANDREWS, R. C. Evaluation of *Bacillus subtilis* spores as microbial indicators for *Cryptosporidium parvum* inactivation when disinfecting with chlorine dioxide. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 1999, Tampa, USA. *Proceedings...* Tampa, USA: AWWA, november 1, 1999.
- CHAURET, C.; RADZIMINSKI, C.; CREASON, R.; ANDREWS, R. Chlorine dioxide inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and bacterial spores in natural waters. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2000, Salt Lake City, USA. *Proceedings...* Salt Lake City, USA : AWWA, 2000.
- CHAURET, C. P.; RADZIMINSKI, C. Z.; LEPUIL, M.; CREASON R.; ANDREWS R. C. Chlorine dioxide inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and bacterial spore indicators. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 67, n. 7, p. 2993-3001, july 2001.
- COCCAGNA, L.; CONIO, O.; COLOMBINO, M.; CARBONE, A.; BORELLI, E.; ZIGLIO, G. Microfiltration pilot plant experience for *Cryptosporidium* removal. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SANITARY AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING, 2000, Trento, Italy. *Proceedings...* Trento, Italy. September 2000.
- COFFEY, B. M.; HUCK, P. M.; MAURIZIO, D. D.; EMELKO, M. B.; DOUGLAS, I. P.; OEVER, J. V. D. The effect of optimizing coagulation on the removal of *Cryptosporidium parvum* and *Bacillus subtilis*. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE. 1999, Tampa, USA. *Proceedings...* Tampa, USA: AWWA, november 1, 1999.
- CONOVER, W. J. *Practical Nonparametric Statistics*. New York, USA: John Wiley & Sons, Inc., 1999. 584 p.
- CORNWELL, D. A.; BROW, R. A.; MACPHEE, M. J.; WICHSER, R. Applying the LT2ESWTR microbial toolbox. *Journal American Water Works Association*, v. 95, n. 9, p. 76-79, september 2003.
- CRAIK, S. A.; SMITH, D. Reaction engineering analysis of *Cryptosporidium parvum* inactivation in a laboratory-scale static mixer ozonation system. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2000, Salt Lake City, USA. *Proceedings...* Salt Lake City, USA : AWWA, 2000.
- CRAUN, G. F. Enfermedades transmitidas por el agua en los Estados Unidos de América. In: CRAUN, G. F.; CASTRO, R. (Eds.). *La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química*. International Life Sciences Institute Argentina. Organización

- Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Washington, D. C. : ILSI Press : OPAS : OMS, 1996. 222p.
- CRAUN, G. F.; CALDERON, R. L. Waterborne disease outbreaks caused by distribution system deficiencies. *Journal American Water Works Association*, v. 93, n. 9, p. 64-75, september 2001.
- CRAUN, G. F.; HUBBS, S. A., FROST, F. *et al.* Waterborne outbreaks of criptosporidiosis. *Journal American Water Works Association*, v. 90, n. 9, p. 81-91, 1998 *apud* BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; HELLER, L.; VIEIRA, M. B. C. M.; BRITO, L. L. A. Abordagem sanitário-epidemiológica do tratamento e da qualidade parasitológica da água: entre o desejável e o possível. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. Anais... João Pessoa : ABES, 2001.
- CURRENT, W. L.; GARCIA, L. S. Cryptosporidiosis. *Clin. Microbiol. Rev.*, v. 4, n. 3, p. 225-258, 1991 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- D'ANTONIO, R. G.; WINN, R. E.; TAYLOR, J. P.; GUSTAFSON, T. L.; CURRENT, W. L.; RHODES, M. M.; GARY, G. W.; ZAJAC, R. A. A waterborne outbreak of cryptosporidiosis. *Ann. Intern. Med.*, v. 103, p. 886-888, 1985 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- DAI, X.; HOZALSKI, R. M. Evaluation of microspheres as surrogates for *Cryptosporidium parvum* oocysts in filtration experiments. *Environmental Science and Technology*, v. 37, n. 5, p. 1037-1042, march 1, 2003.
- Di BERNARDO, A. S. *Desempenho de sistemas de dupla filtração no tratamento de água com turbidez elevada*. 2004. 301 f. [Tese de Doutorado]. Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.
- Di BERNARDO, L. Dupla Filtração. In: Di BERNARDO, L. (Coord.). *Tratamento de água para abastecimento por filtração direta*. Projeto PROSAB (Programa de Pesquisa em Sanemaneto Básico) Água – Edital 3. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 301-410.
- Di BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. Tecnologias de Tratamento. In: _____ *Métodos e técnicas de tratamento de água*. Volume 1. São Carlos, RiMa. 2ª ed. 2005.
- DRURY, D. Data analysis of the UK CryptoReg data. Presented at the Intern. *Cryptosporidium* and *Giardia* Conf., Amsterdam, The Netherlands. 2004 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- DUGAN N. R.; FOX, K. R.; OWENS, J. H.; MILTNER, R. J. Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional treatment. *Journal American Water Works Association*, v. 93, n. 12, p. 64-76, december 2001.
- DUGAN, N. R.; WILLIAMS, D. J. Removal of *Cryptosporidium* by in-line filtration: effects of coagulant type, filter loading rate and temperature. *Journal Water Science Research Technology*, Aqua, n. 53, p. 1-15, 2004.
- EDZWALD, J. K.; KELLEY, M. B. Control of *Cryptosporidium*: from reservoirs to clarifiers to filters. *Water Science and Technology*, v. 37, n. 2, p. 1-8, 1998.
- EDZWALD, J. K.; TOBIASON, J. E. Fate and removal of *Cryptosporidium* in a dissolved air flotation water plant with and without recycle of waste filter backwash water. *Water Supply*, v. 2, n. 2, p. 85-90, 2002.

EDZWALD, J. K.; TOBIASON, J. E.; UDDEN, C. T.; KAMINSKI, G. S.; DUNN, H. J.; GALANT, P. B.; KELLEY, M. B. Evaluation of the effect of recycle of waste filter backwash water on plant removals of *Cryptosporidium*. *Journal Water Science Research Technology, Aqua*, n. 52, p. 243-258, 2003.

EGOROV, A.; FROST, F.; MULLER, T.; NAUMOVA, E.; TERESCHENKO, A.; FORD, T. Serological evidence of *Cryptosporidium* infections in a Russian city and evaluation of risk factors for infections. *Ann. Epidemiol.*, v. 14, p. 129-136, 2004 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

EMELKO, M. B. Removal of viable and inactivated *Cryptosporidium* by dual- and tri-media filtration. *Water Research*, v. 37, n. 12, p. 2998-3008, July 2003.

EMELKO, M. B.; DOUGLAS, I. P.; VAN DEN OEVER, J. Assessing *C. parvum* removal by filtration using pilot- and full-scale microsphere removal data. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2001, Nashville, USA. *Proceedings...* Nashville, USA : AWWA, November 2001.

EMELKO, M. B.; HUCK, P. M.; DOUGLAS, I. P. *Cryptosporidium* and microsphere removal during late in-cycle filtration. *Journal American Water Works Association*, v. 95, n. 5, p. 173-182, May 2003.

EMELKO, M. B.; HUCK, P. M.; SLAWSON, R. M. Design and operational strategies for optimizing *Cryptosporidium* removal by filters. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE. 1999, Tampa, USA. *Proceedings...* Tampa, USA: AWWA, November 1, 1999.

EMELKO, M.; BROWN, T. How conditions and coagulant type can affect *Cryptosporidium* removal. *Environmental Science & Engineering*. May 2003. Disponível em: <www.esemag.com>

EMELKO, M. B.; HUCK, P. M.; DOUGLAS, I. P.; VAN DEN OEVER, J. *Cryptosporidium* and microsphere removal during low turbidity end-of-run and early breakthrough filtration. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE. 2000, Salt Lake City, USA, *Proceedings...* Salt Lake City, USA : AWWA, 2000.

EUROPEAN FEDERATION OF NATIONAL ASSOCIATIONS OF WATER & WASTE WATER SERVICES (EUREAU). Revision of the Drinking Water Directive 98/83/EC. EUREAU Comments on Microbiological Parameters. June 2008. Disponível em: <<http://www.eureau.org/page.php?id=6>>. Acessado em: Maio de 2008.

FAYER, R.; TROUT, J. M.; JENKINS, M. C. Infectivity of *Cryptosporidium parvum* oocysts stored in water at environmental temperatures. *J. Parasitol*, v. 84, n. 6, p. 1165-1169, 1998 *apud* UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Office of Water. Washington, DC 20460. *Cryptosporidium: Drinking Water Health Advisory*. (EPA-822-R-01-009). 31 p. March 2001.

FERNANDES, N. M. G. *Influência do pH de coagulação e dosagem de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de Cryptosporidium por filtração direta descendente*. 2007. 163 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília. Brasília, julho de 2007.

FINCH, G. R.; BELOSEVIC, M. Controlling *Giardia* spp and *Cryptosporidium* spp in drinking water by microbial reduction processes. *Journal Environmental Engineering Science*, v. 1, p.17-31, Canada, 2002.

- FINCH, G. R. *et al.* Sinergistic effects of sequential exposure of *Cryptosporidium* oocysts to chemical disinfection. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON WATERBORNE *CRYPTOSPORIDIUM*, 1997. *Proceedings...* 1997 *apud* CLANCY, J; FRICKER, C. Control of *Cryptosporidium* – How effective is drinking water treatment? *Water Quality International*, p. 37-41, july/august 1998.
- FOX, K. R.; DUGAN, N.; MILTNER, R.; LYTLE, D. A.; WILLIAM D.; PARRETT, C.; FELD, C.; OWENS, J.; RICE, E.; JOHNSON, C. H. Comparative removal of *Cryptosporidium* and surrogates in a low flow pilot plant system. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE. 1998, San Diego, USA, *Proceedings...* San Diego, USA : AWWA, 1998.
- FRANCO, R. M. B. Protozoários de veiculação hídrica: relevância em Saúde Pública. *Rev. Panam. Infectol.*, v. 9, n. 4, p. 36-43, 2007.
- FRENCH, K.; GUEST, R. K.; FINCH, G. R.; HAAS C. N. Correlating *Cryptosporidium* removal using dissolved air flotation in water treatment. *Water Research*, v. 34, n. 16, p. 4116-4119, 2000.
- FROST, F. J.; KUNDE, T. R.; MULLER, T. B.; CRAUN, G. F.; KATZ, L. M.; HIBBARD, A. J.; CALDERON, R. L. Serological responses to *Cryptosporidium* antigens among users of surface vs ground water sources. *Epidemiology and Infection*, v. 131, n. 3, p. 1131-1138, december 2003.
- GALOFRÉ, B.; ISRAEL, S.; DELLUNDÉ, J.; RIBAS, F. Aerobic bacterial spores as process indicators for protozoa cysts in water treatment plants. *Water Science and Technology*, v. 50, n. 1, p. 165-172, 2004.
- GENNARI-CARDOSO, M. L.; COSTA-CRUZ, J. M.; CASTRO E LIMA, L. M. F. S.; PRUDENTE, D. V. *Cryptosporidium* sp in children suffering from acute diarrhea at Uberlândia city, State of Minas Gerais, Brazil. *Mem Inst Oswaldo Cruz*, v. 91, n. 5, p. 551-554, 1996 *apud* HACHICH, E. M. *Avaliação da presença dos protozoários Giardia sp e Cryptosporidium sp em águas superficiais destinadas a captação e tratamento para consumo humano no Estado de São Paulo*. 2002. 175 f. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo]. São Paulo, 2002.
- GIGLIOTTI, T. M.; STATES, S. J.; CASSON, L. W. Pilot-scale studies of *Cryptosporidium* inactivation using ozone. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2001, Nashville, USA. *Proceedings...* Nashville, USA : AWWA, 2001.
- GITIS, V.; HAUGHT, R. C.; CLARCK, R. M.; KRISHNAN, E. R. Depressed filtration ripening enhances removal of *Cryptosporidium parvum*. *Water Supply*, v. 2, n. 3, p. 159-168, 2002.
- GOLDSTEIN, S. T.; JURANEK, D. D.; RAVENHOLT, O.; HIGHTOWER, A. W.; MARTIN, D. G.; MESNIK, J. L.; GRIFFITHS, S. D.; BRYANT, A. J.; REICH, R. R.; HERWALDT, B. L. Cryptosporidiosis: an outbreak associated with drinking water despite state-of-the-art water treatment. *Ann. Intern. Med.*, v. 124, p. 459-468, 1996 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- GREGORY, J. *Cryptosporidium* in water: treatment and monitoring methods. *Filtration & Separation*, v. 21, n. 3, p. 283-289, may 1994.
- HACHICH, E. M. *Avaliação da presença dos protozoários Giardia sp e Cryptosporidium sp em águas superficiais destinadas a captação e tratamento para consumo humano no Estado*

de São Paulo. 2002. 175 f. [Tese de Doutorado]. Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2002.

HALL, T.; PRESSDEE, R.; GREGORY, R.; MURRAY, K. *Cryptosporidium* removal during water treatment using dissolved air flotation. *Water Science and Technology*, v. 31, n. 3-4, p. 125-135, 1995.

HANCOCK, C. M.; ROSE, J. B.; CALLAHAN, M. *Crypto* and *Giardia* in US groundwater. *Journal of American Water Works Association*, v. 90, n. 3, p. 58-61, 1998 apud WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

HÄNNINEN, M.-L.; HÖRMAN, A.; RIMHANEN-FINNE, R.; VAHTERA, H.; MALMBERG, S.; HERVE, S.; LAHTI, K. Monitoring of *Cryptosporidium* and *Giardia* in the Vantaa river basin, southern Finland. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, v. 208, n. 3, p. 163-171, 2005.

HARRINGTON, G. W.; XAGORARAKI, I.; ASSAVASILAVASUKUL, P. Removal of emerging waterborne pathogens by pilot-scale conventional treatment. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2000, Salt Lake City, USA. *Proceedings...* Salt Lake City, USA : AWWA, 2000.

HARRINGTON, G. W.; XAGORARAKI, I.; ASSAVASILAVASUKUL, P.; STANDRIDGE, J. H. Effects of filtration conditions on removal of emerging waterborne pathogens. *Journal American Water Works Association*, v. 95, n. 12, december 2003.

HAWKINS, P. R. *et al.* Understanding the fate of *Cryptosporidium* and *Giardia* in storage reservoirs : a legacy of Sydney's water contamination event. *Aqua*, v. 49, p. 289-306, 2000 apud LeCHEVALLIER, M. W.; AU, K. K. *Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water*. Geneva. World Health Organization and IWA. 2004. 112p.

HAYES, E. B.; MATTE, T. D.; O'BRIEN, T. R.; MCKINLEY, T. W.; LOGSON, G. S.; ROSE, J. B.; UNGAR, B. L. P.; WORD, D. M.; PINSKY, P. F.; CUMMINGS, M. L.; WILSON, M. A.; LONG, E. G.; HURWITZ, E. S.; JURANEK, D. D. Contamination of a conventionally treated filtered public water supply by *Cryptosporidium* associated with a large community outbreak of cryptosporidiosis. *New Engl. J. Med.*, v. 320, p. 1372-1376, 1989 apud WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

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. R.; SALVADOR, D. P.; CARDOSO, A. B. Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*: circulação no ambiente e riscos à saúde humana. *Epidemiologia e Serviços de Saúde. Revista do Sistema Único de Saúde do Brasil*, v. 13, n. 2, p. 79-92, Brasília, Junho de 2004.

HELLER, L.; CASSEB, M. M. S. Abastecimento de água. In: BARROS, R. T. V.; CHERNICHARO, C. A. L.; HELLER, L.; VON SPERLING, M. *Saneamento* (Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios, v. 2). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA – UFMG e Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM. Belo Horizonte : Escola de Engenharia da UFMG, 1995. 221 p.

HELLER, L.; VIEIRA, M. B. C. M.; BRITO, L. L. A.; SALVADOR, D. P. Desempenho da filtração lenta em areia submetida a cargas de pico de oocistos de *Cryptosporidium* sp, bactérias e sólidos: uma avaliação em instalação piloto. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 1, p. 27-38, janeiro/março de 2006.

- HOWE, A. D.; FORSTER, S.; MORTON, S.; MARSHALL, R.; OSBORN, K. S.; WRIGHT, P.; HUNTER, P. R. *Cryptosporidium* oocysts in a water supply associated with a cryptosporidiosis outbreak. *Emerging Infectious Diseases*, v. 8, n. 6, p. 619-624, june 2002.
- HSU, B.-M.; YEH, H.-H. Removal of *Giardia* and *Cryptosporidium* in drinking water treatment: a pilot-scale study. *Water Research*, v. 37, n. 5, p. 1111-1117, 2003.
- HUCK, P. M.; COFFEY, B. M.; EMELKO, M. B.; MAURIZIO, D. D.; SLAWSON, R. M.; ANDERSON, W. B.; OEVER, J. V. D.; DOUGLAS, I. P.; O'MELLA, C. R. Effects of filter operation on *Cryptosporidium* removal. *Journal American Water Works Association*, v. 94, n. 6, p. 97-11, june 2002.
- HUCK, P. M.; COFFEY, B. M.; O'MELIA, C. R.; EMELKO, M. B. Removal of *Cryptosporidium* by filtration under conditions of process challenge. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2000, Salt Lake City, USA. *Proceedings...* Salt Lake City, USA : AWWA, 2000.
- HUNTER, P. R.; THOMPSON, R. C. A. The zoonotic transmission of *Giardia* and *Cryptosporidium*. *International Journal for Parasitology*, v. 35, n. 11-12, p. 1181-1190, october 2005.
- ISAAC-RENTON, J.; BLATHERWICK, J.; BOWIE, W. R.; FYFE, M.; KHAN, M.; LI, A.; KING, A.; MCLEAN, M.; MEDD, L.; MOORHEAD, W.; ONG, C. S.; ROBERTSON, W. Epidemic and endemic seroprevalence of antibodies to *Cryptosporidium* and *Giardia* in residents of three communities with different drinking water supplies. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, v. 60, n. 4, p. 578-583, 1999.
- JOHNSON, A. M.; LINDEN, K.; CIOCIOLA, K. M.; DE LEON, R.; WIDMER, G.; ROCHELE, P. A. UV inactivation of *Cryptosporidium hominis* as measured in cell culture. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 71, n. 5, p. 2800-2802, may 2005.
- KARANIS, P.; SCHOENEN, SEITZ, H. M. Distribution and removal of *Giardia* and *Cryptosporidium* in water supplies in Germany. *Journal of Water Science and Technology*, v. 37, n. 2, p. 9-18, 1998.
- KAWAMURA, S. *Integrated design and operation of water treatment facilities*. John Wiley & Sons, Inc. 2nd edition. 691p. 2000.
- KETELAARS, H. A. M. M. *et al.* Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the river Meuse and removal in the Biesbosh reservoirs. *Aqua*, v. 44, p. 108-111, 1995 *apud* LeCHEVALLIER, M. W.; AU, K. K. *Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water*. Geneva. *World Health Organization and IWA*. 2004. 112p.
- KIM, H.-S.; SHIKIYA, J.; AKIBA, M.; KUNIKANE, S. Examination of monodispersed artificial particles similar to *C. parvum* oocysts in size as the removal surrogate of *Cryptosporidium*. *Journal Water Science Research Technology - Aqua*, 53, p. 51-59, 2004.
- KING, B. J.; KEEGAN, A. R.; MONIS, P. T.; SAINT, C. P. Environmental temperature controls *Cryptosporidium* oocyst metabolic rate and associated retention of infectivity. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 71, n. 7, p. 3848-3857, 2005 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- KISTEMANN, T.; CLABEN, T.; KOCH, C.; DANGENDORF, F.; FISCHER, R.; GEBEL, J.; VACATA, V. and EXNER, M. Microbial load of drinking water reservoir tributaries during extreme rainfall and runoff. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 68, n. 5, p. 2188-2197, may 2002.

KORICH, D. G.; MEAD, J. R.; MADORE, M. S.; SINCLAIR, N. A.; STERLING, C. R. Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on *Cryptosporidium* oocyst viability. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 56, n. 5, p. 1423-1428, may 1990 *apud* CLANCY, J; FRICKER, C. Control of *Cryptosporidium* – How effective is drinking water treatment? *Water Quality International*, p. 37-41, july/august 1998.

KUHLS, T. L.; MOSIER, D. A.; CRAWFORD, D. L.; GRIFFIS, J. Seroprevalence of cryptosporidial antibodies during infancy, childhood, and adolescence. *Clin. Infect. Dis.*, v. 18, n. 5, p. 731-735, 1994 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

LADEIA, M. M. Avaliação da eficiência da filtração rápida descendente na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* sp em instalação piloto. 2004. 80 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004.

LADNER, D. A.; LEE, B. W.; CLARK, M. M. Laser scanning cytometry for enumeration of fluorescent microspheres. *Journal American Water Works Association*, v. 99, n. 3, p. 110-117, march 2007.

LARSON, M. A.; MARIÑAS, B. J. Comparing the inactivation kinetics of *Bacillus subtilis* spores and *Cryptosporidium parvum* oocysts with ozone and monochloramine. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2000, Salt Lake City, USA. *Proceedings...* Salt Lake City, USA : AWWA, 2000.

LeCHEVALLIER, M. W.; AU, K.-K. *Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water*. Geneva. World Health Organization and IWA. 2004. 112p.

LeCHEVALLIER, M. W.; NORTON, W. D. Examining relationships between particle counts and *Giardia*, *Cryptosporidium*, and turbidity. *Journal American Water Works Association*, v. 84, n. 12, p. 54-60, december 1992.

LI, S.; GOODRICH, J. A.; OWENS, J. H.; WILLEKE, G. E.; SCHAEFER, F. W.; CLARCK, R. M. Reliability of surrogates for determining *Cryptosporidium* removal. *Journal American Water Works Association*, v. 89, n. 5, p. 90-99, may 1997.

LINDEN, K. G.; SHIM, G.; SOBSEY, M. D. Comparative effectiveness of UV wavelengths for the inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts in water. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 12, p. 171-174, 2001.

MacKENZIE, W. R.; HOXIE, N. J.; PROCTOR, M. E.; GRADUS, M. S.; BLAIR, K. A.; PETERSON, D. E.; KAZMIERCZAK, J. J.; ADDISS, D. G.; FOX, K. R.; ROSE, J. B.; DAVID, J. P. A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. *New Engl. J. Med.*, v. 331, n. 3, p. 161-167, 1994 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

MAZOUA, S.; CHAUVEHEID, E. Aerobic spore-forming bacteria for assessing quality of drinking water produced from surface water. *Water Research*, v. 39, n. 20, p. 5186-5198, december 2005.

MEDEMA, G. J.; BAHAR, M.; SCHETS, F. M. Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water: Influence of temperature and autochthonous microorganisms. *Water Sci. Technol.*, v. 35, n. 11-12, p. 249-

- 252, 1997 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- MEDEMA, G. J.; KETELAARS, H. A. M.; HOOGENBOEZEM, W. *Cryptosporidium* and *Giardia*: occurrence in sewage, manure and surface water. Report RIWA, Amsterdam, The Netherlands, 172p. 2001.
- MEDEMA, G. J.; SCHETS, P. F. M.; TEUNIS, HAVELAAR. A, H. Sedimentation of free and attached *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts water. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 64, n. 11, p. 4460-4466, november 1998.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. *Hidrologia Estatística*. Boletim Técnico CPRM, 2007. 552 p.
- NDIONGUE, S.; DESJARDINS, R.; PRÉVOST, M. Relationships between total particle count, aerobic spore-forming bacteria and turbidity in direct filtration. *Journal Water Science Research Technology – Aqua*, 49, p. 75-88, 2000.
- NEWMAN, R. D.; MOORE, S. R.; LIMA, A. A. M.; NATARO, J. P.; GUERRANT, R. L.; SEARS, C. L. A longitudinal study of *Giardia lamblia* infection in north-east Brazilian children. *Tropical Medicine and International Health*, v. 6, n. 8, p. 624-634, august 2001.
- NIEMINSKI, E. C.; BELLAMY, W. D.; MOSS, L. R. Using surrogates to improve plant performance. *Journal American Water Works Association*, v. 92, n. 3, p. 67-78, march 2000.
- NIEMINSKI, E. C.; ONGERTH, J. E. Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration. *Journal American Water Works Association*, v. 87, n. 9, p. 96-106, september 1995.
- NOVA ZELÂNDIA. New Zealand Ministry of Health. Drinking-water Standards for New Zealand 2005. Ministry of Health's website: <http://www.moh.govt.nz>. 168p. August 2005.
- ONGERTH, J.; PERCORARO, J. P. Removing *Cryptosporidium* using multimedia filters. *Journal American Water Works Association*, v. 87, n. 12, p. 83-89, 1995.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). Millennium development goals. Disponível em: <<http://www.um.org/millenniumgoals>>. Acessado em: Maio de 2008.
- OSKAM, G. Main principles of water quality improvement in reservoirs. *Aqua*, v. 44, p. 23-29, 1995 *apud* LeCHEVALLIER, M. W.; AU, K. K. *Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water*. Geneva. World Health Organization and IWA. 2004. 112p.
- PATÂNIA, N.; JACANGELO, J.; CUMMINGS, L.; WILCZAK, A.; RILEY, K.; OPPENHEIMER, J. Optimization of filtration for cyst removal. AWWARF. Denver, CO. 1995. 178p.
- PATÂNIA, N.; MAZOUNIE, P.; BERNAZEAU, F.; MACLEAN, G.; ALLA, P. Removal of *Cryptosporidium* by contact filtration: The Sydney experience. In: ANNUAL CONFERENCE OF THE AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, 1999, Denver, CO. *Proceedings...* Denver : AWWA, 1999.
- PROSAB, EDITAL 5, TEMA 1. Diretrizes extraídas da reunião realizada em Belo Horizonte/MG. Ata da reunião de 13 e 14/07/2006, não publicado. 6 p.
- QUILEZ, J.; SANCHEZ-ACEDO, C.; AVENDAÑO, C.; DEL CACHO, E.; LOPES-BERNAD, F. Efficacy of two peroxygen-based disinfectants for inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 71, n. 5, p. 2479-2483, may 2005.

- REINO UNIDO. Drinking Water Inspectorate. Regulations, 2007. Disponível em: <<http://www.dwi.gov.uk/regs/infolett/2007/info1800.htm>>. Acessado em: Maio de 2008.
- REINO UNIDO. Welsh Office. Y Swyddfa Gymreing. Guidance on assessing risk from *Cryptosporidium* oocysts in treated water supplies. *Drinking Water Inspectorate. Department of the Environment, Transport and the Regions. The Water Supply (Water Quality) (Amendment) Regulations*. 10p. 1999. Disponível em: <www.dwi.gov.uk/Regulation>
- RENNECKER, J. L.; CORONA-VASQUEZ, B.; DRIEDGER, A. M.; RUBIN, S. A.; MARIÑAS, B. J. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with sequential application of ozone and combined chlorine. *Water Science and Technology*, v. 43, n. 12, p. 167-170, 2001.
- RICE, E. W.; FOX, K. R.; MILTNER, R. J.; LYTLE, D. A.; JOHNSON, C. H. Evaluating water treatment plant performance using indigenous aerobic bacterial endospore. *Journal American Water Works Association*, v. 88, n. 9, p. 122-130, september 1996.
- RICHARDSON, A. J.; FRANKENBERG, R. A.; BUCK, A. C.; SELKON, J. B.; COLBOURNE, J. S.; PARSONS, J. W.; MAYON-WHITE, R. T. An outbreak of cryptosporidiosis in Swindon and Oxfordshire. *Epidemiol. Infect.*, v. 107, p. 485-495, 1991 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- ROBERTSON, L. J.; FORBERG, T.; HERMANSEN, L.; GJERDE, B. K.; ALVSVÅG, J. O.; LANGELAND, N. *Cryptosporidium parvum* infections in Bergen, Norway, during an extensive outbreak of waterborne giardiasis in autumn and winter 2004. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 72, n. 3, p. 2218-2220, march 2006.
- ROSE, J. B.; SLIFKO, T. R. *Giardia*, *Cryptosporidium* and *Cyclospora* and their impact on foods: a review. *J. Food Protect.*, v. 62, n. 9, p. 1059-1070, 1999 *apud* UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Office of water. Washington, DC 20460. *Cryptosporidium: Drinking Water Health Advisory*. (EPA-822-R-01-009). 31 p. March 2001.
- ROSE, J. B.; EPSTEIN, P. R.; LIPP, E. K.; SHERMAN, B. H.; BERNARD, S. M.; PATZ, J. A. Climate variability and change in the United States: potential impacts on water- and foodborne diseases caused by microbiologic agents. *Environ. Health Perspect.*, v. 109, p. 211-221, 2001 *apud* KARANIS, P. KOURENTI, C.; SMITH, H. Waterborne transmission of protozoan parasites: A worldwide review of outbreaks and lessons learnt. *Journal of Water and Health*, v. 5, n. 1, 2007.
- ROSE, J. B.; CIFRINO, A.; MADORE, M. S.; GERBA, C. P.; STERLING, C. R.; ARROWOOD. Detection of *Cryptosporidium* from wastewater and freshwater environments. *Wat. Sci. Tech.*, v. 18, n. 10, p. 233-239, 1986 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- ROSE, J. B.; LISLE, J. T.; LeCHEVALLIER, M. Waterborne Cryptosporidiosis: Incidence, Outbreaks, and Treatment Strategies. 1997. In: Fayer, R. (ed). *Cryptosporidium and Cryptosporidiosis*. CRC Press Boca Raton, Florida USA, p. 93-110 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- SAUDA, F. C.; ZAMARIOLI, L. A.; EBNER FILHO, W; MELLO, L. B. Prevalence of *Cryptosporidium* sp and *Isospora belli* among AIDS patients attending Santos Reference Center for AIDS, São Paulo, Brazil. *Journal of Parasitology*, v. 79, n. 3, p. 454-456, 1993

apud HACHICH, E. M. *Avaliação da presença dos protozoários Giardia sp e Cryptosporidium sp em águas superficiais destinadas a captação e tratamento para consumo humano no Estado de São Paulo*. 2002. 175 f. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo]. São Paulo, 2002.

SCHNACK, F. J.; FONTANA, L. M.; BARBOSA, P. R.; SILVA, L. S. M.; BAILLARGEON, C. M. M.; BARICHELLO, T.; PÓVOA, M. M.; CAVASINI, C. E.; MACHADO, R. L. D. Enteropatógenos associados com diarreia infantil (<5 anos de idade) em amostra da população da área metropolitana de Criciúma, Santa Catarina, Brasil. *Cad. Saúde Pública*, v. 19, n. 4, p. 1205-1208. Rio de Janeiro. Julho-Agosto de 2003.

SCOTT, K. N.; PALENCIA, L. S.; MERLO, R. P.; LIANG, S. Pilot-seeding studies to optimize washwater reclamation plant performance for *Cryptosporidium* and surrogate removal. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2001, Nashville, USA. *Proceedings...* Nashville, USA : AWWA, 2001.

SEARCY, K. E.; PACKMAN, A. I.; ATWILL, E. R.; HARTER, T. Association of *Cryptosporidium parvum* with suspended particles: impact on oocyst sedimentation. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 71, n. 2, p. 1072-1078, february 2005.

SHAW, K.; WALKER, S.; KOOPMAN, B. Improving filtration of *Cryptosporidium*. *Journal American Water Works Association*, v. 92, n. 11, p. 103-111, november 2000.

SHIN, G.-A.; LINDEN, K. G.; FAUBERT, G.; SOBSEY, M. D. Low pressure UV inactivation of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia* based on infectivity assays and DNA repair of UV- irradiated *Cryptosporidium parvum* oocysts. In : WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE. 2000, Salt Lake City, USA, *Proceedings...* Salt Lake City, USA : AWWA, 2000.

SIEGEL, S.; CASTELLAN, N. J., Jr. *Nonparametric statistics for the behavioral sciences* (2nd ed.). New York: McGraw-Hill, 1988.

SMITH, H. V.; GRIMASON, A. *Giardia and Cryptosporidium in water and wastewater*. 2003. In: MARA, D.; HORAN, N. (eds). *The handbook of water and wastewater microbiology*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, p. 695-756 apud WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

SMITH, H. V.; PATTERSON, W. J.; HARDY, R.; GREENE, L. A.; BENTON, C.; TULLOCH, W.; GILMOUR, R. A.; GIRDWOOD, R. W., SHARP, J. C.; FORBES, G. I. An outbreak of waterborne cryptosporidiosis caused by post-treatment contamination. *Epidemiol. Infect.*, v. 103, p. 703-715, 1989 apud WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

STATES, S.; TOMKO, R.; SCHEURING, CASSON, L. Enhanced coagulation and removal of *Cryptosporidium*. *Journal American Water Works Association*, v. 94, n. 11, p. 67-77, november 2002.

STATISTICA 6.1 STATSOFT, Inc., Tulsa, USA, 2003.

STERLING, C. R. Waterborne cryptosporidiosis. In: DUBEY, J. P.; SPEER, C. A.; FAYER, R. (Eds.). *Cryptosporidiosis of man and animals*. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 51. 1990 apud CRAUN, G. F. Enfermedades transmitidas por el agua em los Estados Unidos de América. In: CRAUN, G. F.; CASTRO, R. (Ed.). *La calidad del agua potable en América Latina: Ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química*. International Life Sciences Institute Argentina. Organización

Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Washington, D.C. : ILSI Press. 1996. 222p.

STEWART, M. H.; FERGUSON, D. M.; DELEON, R.; TAYLOR, W. D. Monitoring program to determine pathogen occurrence in relationship to storm events and watershed conditions. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 1997, Denver, USA. *Proceedings...* Denver, USA : AWWA, 1997 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

SULAIMAN, I. M.; XIAO, L.; YANG, C.; ESCALANTE, L.; MOORE, A.; BEARD, C. B.; ARROWOOD, M. J.; LAL, A. A. Differentiating human from animal isolates of *Cryptosporidium parvum*. *Emerging Infect. Dis.*, v. 4, n. 4, p. 681-685, 1998 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

SWERTFEGER, J.; METZ, D. H.; DE MARCO, J.; JACANGELO, J. G.; BRAGHETTA, A. Effect of filter media on cyst and oocyst removal. *Journal American Water Works Association*, v. 91, n. 9, p. 90-100, september 1999.

TEUNIS, P. F. M.; MEDEMA, G. J. Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* or *Giardia* in drinking water source. *Water Resource*, v. 31, n. 6, p. 1333-1346, 1997.

TEUNIS, P. F. M.; NAGELKERKE, N. J. D.; HAAS, C. N. Dose response models for infectious gastroenteritis. *Risk Analysis*, v. 19, n. 6, p. 1251-1260, december 1999.

THURSON, A.; FITZPATRICK, TATTERSALL, J. The effects of filtration rate fluctuations on *Cryptosporidium* sized particle breakthrough. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2000, Salt Lake City, USA. *Proceedings...* Salt Lake City, USA : AWWA, 2000.

TOMPS, S. R. Estudo epidemiológico da criptosporidiose e sua associação com as condições de sanamento ambiental no distrito municipal de Perus, São Paulo, SP. [Dissertação de Mestrado – Universidade Mackenzie]. São Paulo, 1998 *apud* HACHICH, E. M. *Avaliação da presença dos protozoários *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp em águas superficiais destinadas a captação e tratamento para consumo humano no Estado de São Paulo*. 2002. 175 f. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo]. São Paulo, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Federal Register – Part II – 40CFR, Parts 9, 141 and 142. National Primary Drinking Water. Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule. Thursday, January 5, 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Office of Water (4607). Method 1623: *Cryptosporidium* and *Giardia* in water by filtration/IMS/FA. (EPA 815-R-05-002). 76 p. December 2005. Disponível em: <<http://www.epa.gov/microbes/>>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Office of water. Washington, DC 20460. *Cryptosporidium*: Drinking Water Health Advisory. (EPA-822-R-01-009). 31 p. March 2001.

VAN BREEMEN, L. W. C. A.; WALLS, J. M. J. Storage of surface water in the Netherlands: challenges of the future. *Water Supply*, v. 16, p. 375-381, 1998 *apud* LeCHEVALLIER, M. W.; AU, K. K. *Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water*. Geneva. World Health Organization and IWA. 2004. 112p.

- VENCZEL, L. V.; ARROWOOD, M.; HURD, M.; SOBSEY, M. D. Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Clostridium perfringens* spores by a mixed-oxidant disinfectant and by free chlorine. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 63, n. 4, p. 1598-1601, april 1997.
- VERHILLE, S.; HOFMAN, R.; CHAURET, C.; ANDREWS, R. Indigenous bacterial spores as indicators of *Cryptosporidium* inactivation using chlorine dioxide. *Journal Water Health*, v. 1, p. 91-100, 2003.
- VIEIRA, M. B. C. M. Avaliação da eficiência da filtração lenta na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* sp. e cistos de *Giardia* spp. 2002. 224 f. Tese. (Doutorado em Ciência Animal) – Escola de Veterinária, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2002.
- WALKER, M. J.; MONTEMAGNO, C. D.; JENKINS, M. B. Source water assessment and nonpoint sources of acutely toxic contaminants: a review of research related to survival and transport of *Cryptosporidium parvum*. *Water Resources Res.*, v. 34, n. 12, p. 3383-3392, 1998 *apud* UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). Office of Water. Washington, DC 20460. *Cryptosporidium*: Drinking Water Health Advisory. (EPA-822-R-01-009). 31 p. March 2001.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality [electronic resource] : incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. – 3rd ed. 2006b. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq0506.pdf>
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). The World Health Report 2002 – Reducing Risks, Promoting Healthy Life. Disponível em: <<http://www.who.int/whr/2002/en/index.html>>. Acessado em: Maio de 2008.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). The World Health Report 2004 – Changing History. Disponível em: <<http://www.who.int/whr/2004/en/index.html>>. Acessado em: Maio de 2008.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). The World Health Report 2008 – Primary Health Care - Now More Than Ever. Disponível em: <<http://www.who.int/whr/2008/en/index.html>>. Acessado em: Maio de 2008.
- WUHIB, T. *et al.* Cryptosporidial and microsporidial infections in human immunodeficiency virus-infected patients in northeastern Brazil. *J Infect Dis*, v. 170, n. 8, p. 494-497, 1994 *apud* HACHICH, E. M. Avaliação da presença dos protozoários *Giardia* sp e *Cryptosporidium* sp em águas superficiais destinadas a captação e tratamento para consumo humano no Estado de São Paulo. 2002. 175 f. [Tese de Doutorado – Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo]. São Paulo, 2002.
- YATES, R. S. G; LIANG, J. F.; MERLO, S.; DE LEON, R. P. Optimizing direct filtration process for *Cryptosporidium* removal. In: WATER QUALITY TECHNOLOGY CONFERENCE, 2001, Nashville, USA. *Proceedings...* Nashville, USA : AWWA, 2001.
- ZU, S. X.; FANG, G. D.; FAYER, R.; GUERRANT, R. L. Cryptosporidiosis - Pathogenesis and Immunology. *Parasitol. Today*, v. 8, n. 1, p. 24-27, 1992 *apud* WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality. *Cryptosporidium*. EHC *Cryptosporidium* draft 2. 02 January 2006a.

9 APÊNDICES

9.1 Resultados da operação da ETA piloto

9.1.1 Experimento realizado com água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT com a técnica da filtração direta descendente – 1ª carreira

Água bruta	
Característica	Valor
Turbidez	10,2 uT
Alcalinidade total	23 mg/L de CaCO ₃
Cor	10 uC
pH	7,6

Dose coagulante: 10 mg/L (10mL sulfato/L água destilada)

Pulsos bomba dosadora: 132 pulsos/min.

Volume coagulante (medido em proveta na ETA): 9,6 mL

Tempo (h)	Perda de carga (cm)	Turbidez água filtrada (uT)	Vazão (L/s)	Oocistos (nº/L)	Microesferas (nº/L)	Esporos (nº/L)
00:00	42,0	1,800	0,080			
00:30	42,5	0,160				
01:00	43,0	0,162	0,080			
01:30	43,5	0,164				
02:00	45,0	0,184	0,080	10	10	310
02:30	46,0	0,147				
03:00	48,0	0,128	0,080			
03:30	49,0	0,162				
04:00	51,0	0,154	0,078	10	40	206
04:30	52,0	0,172				
05:00	53,0	0,171	0,078			
05:30	54,0	0,165				
06:00	55,0	0,098	0,078	10	10	300
06:30	57,0	0,096				
07:00	58,0	0,118	0,078			
07:30	59,0	0,180				
08:00	61,0	0,144	0,079	10	50	230
08:30	63,0	0,202				
09:00	64,5	0,250	0,080			
09:30	66,0	0,180				
10:00	66,0	0,220	0,078	40	30	170
10:30	67,0	0,228				
11:00	68,0	0,225	0,079			
11:30	70,0	0,340				
12:00	71,0	0,496	0,078	70	10	250
12:30	72,0	0,412				
13:00	72,5	0,460	0,078			
13:30	73,0	0,160				
14:00	73,5	0,120	0,078	40	20	940
14:30	74,0	0,160				
15:00	74,0	0,136	0,078			
15:30	74,0	0,296				
16:00	74,0	0,340	0,078	30	30	180
16:30	74,0	0,580				
17:00	74,5	0,720	0,079			

17:30	75,0	0,808				
18:00	76,0	0,590	0,078	10	120	660
18:30	78,0	0,702				
19:00	79,0	0,921	0,079			
19:30	80,0	0,781				
20:00	81,0	1,060	0,079	1	40	210
20:30	82,0	1,250				
21:00	83,0	0,860	0,078			
21:30	83,0	1,220				
22:00	85,0	0,857	0,076	10	40	160
22:30	87,0	1,160				
23:00	88,0	0,981	0,077			
23:30	88,0	0,812				
24:00	88,0	6,220	0,077	20	30	200

9.1.2 Experimento realizado com água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT com a técnica da filtração direta descendente – 2ª carreira

Água bruta	
Característica	Valor
Turbidez	10,2 uT
Alcalinidade total	23,3 mg/L de CaCO ₃
Cor	10 uC
pH	7,4

Dose coagulante: 10 mg/L (10mL sulfato/L água destilada)

Pulsos bomba dosadora: 132 pulsos/min.

Volume coagulante (medido em proveta na ETA): 9,6 mL

Tempo (h)	Perda de carga (cm)	Turbidez água filtrada (uT)	Vazão (L/s)	Oocistos (nº/L)	Microesferas (nº/L)	Esporos (nº/L)
00:00	42,0		0,080			
00:30	44,0	0,680				
01:00	46,0	0,368	0,078			
01:30	48,0	0,280				
02:00	49,0	0,231	0,082	10	10	80
02:30	49,0	0,192				
03:00	50,0	0,156	0,080			
03:30	51,0	0,152				
04:00	52,0	0,146	0,078	20	210	40
04:30	54,0	0,144				
05:00	54,0	0,142	0,078			
05:30	55,0	0,120				
06:00	56,0	0,119	0,079	1	1	80
06:30	57,0	0,140				
07:00	58,0	0,124	0,078			
07:30	59,0	0,146				
08:00	60,0	0,242	0,078	1	20	30
08:30	61,0	0,326				
09:00	62,0	0,456	0,078			
09:30	64,0	0,790				
10:00	66,0	0,883	0,080	1	1	30
10:30	68,0	1,060				
11:00	69,0	1,360	0,080			
11:30	70,0	1,000				
12:00	70,0	0,980	0,080	1	10	50

12:30	71,0	0,890				
13:00	72,0	0,880	0,079			
13:30	72,5	0,900				
14:00	73,0	0,910	0,080	1	10	90
14:30	74,0	0,980				
15:00	75,0	0,900	0,080			
15:30	75,5	0,910				
16:00	76,0	0,940	0,079	10	10	70
16:30	76,0	0,920				
17:00	77,0	1,030	0,080			
17:30	75,0	1,020				
18:00	78,0	1,000	0,080	1	10	40
18:30	78,5	1,010				
19:00	79,0	1,080	0,080			
19:30	80,0	1,000				
20:00	81,0	1,040	0,078	10	1	120
20:30	82,0	0,980				
21:00	82,5	0,960	0,079			
21:30	83,0	0,980				
22:00	84,0	1,040	0,079	6	50	80
22:30	84,5	1,180				
23:00	85,0	2,460	0,080			
23:30	86,0	3,650				
24:00	88,0	4,850	0,078	10	10	140

9.1.3 Experimento realizado com água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT com a técnica da dupla filtração – 1ª carreira

Água bruta		
Característica	Valor	
	Tanque 1	Tanque 2
Turbidez	9,57 uT	9,68 uT
Alcalinidade total	20,9 mg/L de CaCO ₃	22,0 mg/L de CaCO ₃
Cor	10 uC	10 uC
pH	7,6	7,5

Dose coagulante: 10 mg/L (10mL sulfato/L água destilada)

Pulsos bomba dosadora: 160 pulsos/min.

Volume coagulante (medido em proveta na ETA): 9,6 mL

Tempo (h)	Perda de carga (cm)	Turbidez da água do FAP (uT)	Turbidez da água do FDA (uT)	Vazão (L/s)	Oocistos (n°/L)	Microesferas (n°/L)	Esporos (n°/L)
00:00	54,0	0,400	0,101	0,080			
00:30	55,0	0,836	0,102				
01:00	57,2	1,040	0,122				
01:30	57,2	0,976	0,083				
02:00	58,0	0,875	0,072	0,080	10	10	1
02:30	58,0	0,835	0,080				
03:00	58,5	0,731	0,075				
03:30	59,0	0,761	0,095				
04:00	60,0	0,654	0,064	0,080	1	40	41
04:30	60,0	0,610	0,058				
05:00	60,5	0,638	0,061				
05:30	61,0	0,644	0,060				

06:00	61,0	0,732	0,082	0,080	10	10	50
06:30	61,5	0,670	0,061				
07:00	62,0	0,776	0,102				
07:30	63,0	0,902	0,065				
08:00	63,0	1,170	0,068	0,080	10	10	40
08:30	64,0	0,883	0,088				
09:00	64,5	0,943	0,056				
09:30	65,0	0,933	0,069				
10:00	65,5	1,500	0,105	0,080	1	420	210
10:30	65,5	0,919	0,114				
11:00	66,0	1,240	0,081				
11:30	66,5	1,360	0,048				
12:00	67,0	1,260	0,051	0,081	10	370	50
12:30	68,0	1,450	0,060				
13:00	68,5	1,120	0,053				
13:30	69,0	1,460	0,078				
14:00	69,5	1,420	0,068	0,080	1	980	150
14:30	70,0	1,360	0,086				
15:00	70,5	1,420	0,087				
15:30	71,0	1,460	0,086				
16:00	71,5	1,580	0,090	0,080	10	940	700
16:30	72,0	1,760	0,086				
17:00	73,0	1,860	0,063				
17:30	74,0	1,940	0,072				
18:00	75,0	2,100	0,080	0,080	20	260	350
18:30	75,5	2,200	0,054				
19:00	76,0	1,830	0,065				
19:30	76,5	1,960	0,076				
20:00	77,0	2,040	0,060	0,078	1	620	700
20:30	77,0	1,700	0,058				
21:00	77,0	2,160	0,115				
21:30	77,5	2,040	0,063				
22:00	78,0	1,530	0,067	0,078	1	58	800
22:30	78,5	2,020	0,049				
23:00	78,0	1,400	0,060				
23:30	78,5	2,260	0,054				
24:00	78,0	1,580	0,058	0,080	10	23	950

9.1.4 Experimento realizado com água de estudo com turbidez de $10 \pm 0,5$ uT com a técnica da dupla filtração – 2ª carreira

Água bruta		
Característica	Valor	
	Tanque 1	Tanque 2
Turbidez	10,5 uT	10,2 uT
Alcalinidade total	28 mg/L de CaCO ₃	29 mg/L de CaCO ₃
Cor	10 uC	10 uC
pH	7,2	7,3

Dose coagulante: 10 mg/L (10mL sulfato/L água destilada)

Pulsos bomba dosadora: 160 pulsos/min.

Volume coagulante (medido em proveta na ETA): 9,6 mL

Tempo (h)	Perda de carga (cm)	Turbidez da água do FAP (uT)	Turbidez da água do FDA (uT)	Vazão (L/s)	Oocistos (n°/L)	Microesferas (n°/L)	Esporos (n°/L)
00:00	37,0	0,562	0,312	0,080			
00:30	37,5	1,050	0,175				
01:00	40,0	1,180	0,102				
01:30	40,0	1,020	0,072				
02:00	40,5	0,924	0,064	0,080	10	10	420
02:30	41,8	0,786	0,057				
03:00	44,0	0,727	0,062				
03:30	43,0	0,676	0,060				
04:00	43,3	0,632	0,144	0,080	1	20	91
04:30	43,5	0,841	0,058				
05:00	44,0	0,931	0,072				
05:30	44,5	0,813	0,066				
06:00	45,0	0,780	0,062	0,078	10	120	120
06:30	45,0	0,705	0,056				
07:00	45,5	0,673	0,073				
07:30	46,0	0,739	0,820				
08:00	46,5	0,796	0,065	0,078	10	60	10
08:30	46,5	0,786	0,068				
09:00	47,0	0,836	0,065				
09:30	47,0	0,826	0,072				
10:00	47,5	0,786	0,054	0,078	20	570	62
10:30	48,0	0,812	0,061				
11:00	50,0	0,936	0,068				
11:30	52,0	1,120	0,074				
12:00	52,5	1,140	0,072	0,078	10	360	58
12:30	54,0	0,986	0,068				
13:00	56,0	0,980	0,058				
13:30	58,0	1,010	0,062				
14:00	60,0	1,320	0,068	0,078	1	180	26
14:30	62,0	1,410	0,054				
15:00	64,0	1,380	0,076				
15:30	66,0	1,460	0,080				
16:00	68,0	1,520	0,086	0,078	10	350	423
16:30	69,0	1,600	0,072				
17:00	70,0	1,580	0,058				
17:30	71,0	1,610	0,066				
18:00	73,0	1,860	0,058	0,078	10	280	220
18:30	74,0	1,920	0,062				
19:00	75,0	1,960	0,084				
19:30	76,0	2,050	0,101				
20:00	76,5	2,120	0,096	0,078	1	460	65
20:30	77,0	1,990	0,102				
21:00	77,5	2,020	0,101				
21:30	78,0	0,940	0,096				
22:00	78,5	1,790	0,125	0,080	10	580	125
22:30	79,0	1,500	0,105				
23:00	79,0	1,340	0,098				
23:30	80,0	1,220	0,101				
24:00	80,0	1,170	0,106	0,080	10	650	345

9.1.5 Experimento realizado com água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT com a técnica do ciclo completo – 1ª carreira

Água bruta	
Característica	Valor
Turbidez	98 uT
Alcalinidade total	25 mg/L de CaCO ₃
Cor	75 uC
pH	7,5

Dose coagulante: 23 mg/L (25mL sulfato/L água destilada)

Pulsos bomba dosadora: 140 pulsos/min.

Volume coagulante (medido em proveta na ETA): 8,0 mL

Tempo (h)	Perda de carga (cm)	Turbidez água filtrada (uT)	Vazão (L/s)	Oocistos (nº/L)	Microesferas (nº/L)	Esporos (nº/L)
00:00	43,3	0,202	0,080			
00:30	40,7	2,760				
01:00	40,9	1,690	0,077			
01:30	42,0	1,120				
02:00	43,0	1,300	0,076	1	120	150
02:30	43,5	0,700				
03:00	44,0	0,720	0,080			
03:30	44,0	0,280				
04:00	44,5	0,380	0,078	20	60	100
04:30	44,5	0,540				
05:00	44,0	0,860	0,078			
05:30	46,0	0,840				
06:00	46,0	0,540	0,080	60	60	350
06:30	46,0	1,080				
07:00	46,0	0,430	0,080			
07:30	46,0	0,220				
08:00	46,0	0,210	0,080	40	40	50
08:30	46,0	0,460				
09:00	46,5	0,190	0,080			
09:30	47,0	0,360				
10:00	47,5	1,630	0,080	1	60	100
10:30	47,5	0,420				
11:00	47,5	0,740	0,080			
11:30	47,5	0,250				
12:00	47,5	0,330	0,078	1	1	100
12:30	47,5	0,720				
13:00	48,0	0,370	0,078			
13:30	48,0	0,350				
14:00	48,0	0,340	0,080	1	40	150
14:30	48,0	0,800				
15:00	48,0	0,800	0,080			
15:30	48,0	0,270				
16:00	48,5	0,260	0,078	80	20	50
16:30	48,5	1,120				
17:00	49,0	0,250	0,076			
17:30	49,5	0,290				
18:00	53,9	2,510	0,100	20	1	50
18:30	53,0	0,750				
19:00	53,5	0,504	0,095			
19:30	54,0	0,523				
20:00	54,9	0,633	0,095	1	1	50
20:30	54,0	0,960				

21:00	54,5	0,580	0,095			
21:30	55,0	0,619				
22:00	55,0	0,670	0,095	1	1	200
22:30	55,0	0,540				
23:00	55,5	0,522	0,095			
23:30	55,0	1,670				
24:00	55,0	0,938	0,095	1	1	100

9.1.6 Experimento realizado com água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT com a técnica do ciclo completo – 2ª carreira

Água bruta	
Característica	Valor
Turbidez	101 uT
Alcalinidade total	24,8 mg/L de CaCO ₃
Cor	100 uC
pH	7,5

Dose coagulante: 23 mg/L (25mL sulfato/L água destilada)
Pulsos bomba dosadora: 116 pulsos/min.
Volume coagulante (medido em proveta na ETA): 8,6 mL

Tempo (h)	Perda de carga (cm)	Turbidez água filtrada (uT)	Vazão (L/s)	Oocistos (nº/L)	Microesferas (nº/L)	Esporos (nº/L)
00:00	35,5	0,740	0,075			
00:30	35,0	0,355				
01:00	35,5	0,247	0,075			
01:30	36,5	0,182				
02:00	37,8	0,192	0,075	10	10	300
02:30	36,0	0,242				
03:00	37,0	0,195	0,075			
03:30	37,0	0,226				
04:00	37,5	0,350	0,075	10	70	280
04:30	38,0	0,115				
05:00	38,0	0,100	0,075			
05:30	38,0	0,120				
06:00	39,0	0,118	0,075	1	40	300
06:30	39,0	0,127				
07:00	39,0	0,124	0,075			
07:30	39,5	0,094				
08:00	39,5	0,125	0,075	1	1	280
08:30	40,5	0,085				
09:00	39,5	0,096	0,075			
09:30	40,0	0,097				
10:00	39,5	0,081	0,075	10	40	100
10:30	40,0	0,084				
11:00	38,0	0,080	0,075			
11:30	39,0	0,091				
12:00	40,0	0,101	0,075	1	1	290
12:30	41,5	0,104				
13:00	42,0	0,088	0,075			
13:30	43,0	0,122				
14:00	44,0	0,098	0,075	1	20	180
14:30	44,0	0,107				
15:00	44,0	0,102	0,075			
15:30	44,5	0,195				

16:00	44,5	0,137	0,075	1	20	120
16:30	45,0	0,110				
17:00	45,0	0,086	0,075			
17:30	45,0	0,070				
18:00	45,0	0,167	0,075	1	40	190
18:30	45,0	0,155				
19:00	45,0	0,176	0,075			
19:30	43,0	0,196				
20:00	45,0	0,165	0,075	10	1	110
20:30	44,0	0,169				
21:00	44,0	0,164	0,075			
21:30	44,0	0,173				
22:00	45,0	0,148	0,075	1	30	80
22:30	45,0	0,169				
23:00	45,0	0,140	0,075			
23:30	45,0	0,134				
24:00	45,0	0,203	0,075	10	20	60

9.1.7 Experimento realizado com água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT com a técnica da dupla filtração – 1ª carreira

Água bruta		
Característica	Valor	
	Tanque 1	Tanque 2
Turbidez	99,2 uT	99,5 uT
Alcalinidade total	27,5 mg/L de CaCO ₃	28,5 mg/L de CaCO ₃
Cor	80 uC	80 uC
pH	7,7	7,6

Dose coagulante: 30 mg/L (30mL sulfato/L água destilada)
Pulsos bomba dosadora: 154 pulsos/min.
Volume coagulante (medido em proveta na ETA): 9,6 mL

Tempo (h)	Perda de carga (cm)	Turbidez da água do FAP (uT)	Turbidez da água do FDA (uT)	Vazão (L/s)	Oocistos (nº/L)	Microesferas (nº/L)	Esporos (nº/L)
00:00	43,0	18,00	0,634	0,082			
00:30	45,0	12,00	0,424				
01:00	46,0	6,61	0,125	0,082			
01:30	46,5	5,69	0,109				
02:00	47,0	3,80	0,066	0,082	10	20	240
02:30	47,5	4,06	0,101				
03:00	48,0	3,60	0,065	0,082			
03:30	48,0	3,88	0,082				
04:00	48,5	3,65	0,070	0,082	1	10	230
04:30	49,0	5,80	0,082				
05:00	49,0	4,35	0,060	0,082			
05:30	49,0	4,80	0,058				
06:00	49,5	4,40	0,052	0,082	10	1	390
06:30	49,5	4,56	0,068				
07:00	50,0	4,82	0,058	0,082			
07:30	50,5	4,30	0,072				
08:00	51,0	7,12	0,060	0,082	1	1	200
08:30	51,5	5,70	0,071				
09:00	51,5	5,86	0,067	0,082			

09:30	52,0	5,23	0,055				
10:00	52,5	5,75	0,063	0,082	1	10	160
10:30	53,0	9,93	0,055				
11:00	53,5	5,70	0,086	0,082			
11:30	53,5	7,60	0,071				
12:00	54,0	6,63	0,065	0,082	1	1	360
12:30	54,5	5,94	0,102				
13:00	55,0	5,16	0,050	0,082			
13:30	55,0	5,20	0,108				
14:00	55,5	11,20	0,064	0,082	1	1	80
14:30	55,5	13,50	0,054				
15:00	55,5	9,88	0,075	0,082			
15:30	55,5	10,80	0,060				
16:00	55,5	13,80	0,090	0,082	1	1	80
16:30	56,0	8,46	0,203				
17:00	56,0	7,65	0,120	0,082			
17:30	56,0	8,60	0,084				
18:00	56,5	6,20	0,138	0,082	1	1	210
18:30	56,5	8,34	0,070				
19:00	57,5	8,64	0,080	0,082			
19:30	58,0	6,84	0,076				
20:00	59,0	9,21	0,098	0,082	10	1	30
20:30	60,0	6,11	0,149				
21:00	60,0	4,91	0,120	0,082			
21:30	60,0	17,30	0,071				
22:00	60,0	12,60	0,059	0,082	10	1	40
22:30	60,0	11,60	0,082				
23:00	60,5	13,90	0,077	0,082			
23:30	60,5	13,90	0,083				
24:00	61,5	15,00	0,083	0,082	1	1	20

9.1.8 Experimento realizado com água de estudo com turbidez de 100 ± 5 uT com a técnica da dupla filtração – 2ª carreira

Água bruta			
Característica	Valor		
	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 3
Turbidez	99,8 uT	100 uT	101 uT
Alcalinidade total	30 mg/L de CaCO ₃	31 mg/L de CaCO ₃	32 mg/L de CaCO ₃
Cor	80 uC	85 uC	80 uC
pH	7,6	7,5	7,6

Dose coagulante: 30 mg/L (30mL sulfato/L água destilada)
Pulsos bomba dosadora: 154 pulsos/min.
Volume coagulante (medido em proveta na ETA): 9,6 mL

Tempo (h)	Perda de carga (cm)	Turbidez da água do FAP (uT)	Turbidez da água do FDA (uT)	Vazão (L/s)	Oocistos (nº/L)	Microesferas (nº/L)	Esporos (nº/L)
00:00	44,0	16,00	0,906	0,081			
00:30	44,5	16,50	0,860				
01:00	45,0	17,00	0,640				
01:30	45,0	16,00	0,365				
02:00	46,0	12,00	0,101	0,080	10	20	9
02:30	46,5	11,00	0,098				

03:00	46,5	10,00	0,086				
03:30	47,0	10,50	0,068				
04:00	47,0	9,00	0,086	0,080	10	10	237
04:30	47,5	8,00	0,075				
05:00	48,0	6,00	0,086				
05:30	48,5	5,40	0,096				
06:00	48,5	5,30	0,085	0,081	20	10	40
06:30	49,0	5,20	0,078				
07:00	49,5	5,00	0,065				
07:30	49,5	5,05	0,070				
08:00	50,0	5,08	0,085	0,078	1	1	33
08:30	51,0	4,86	0,090				
09:00	51,0	4,33	0,095				
09:30	51,5	3,25	0,101				
10:00	52,0	4,60	0,090	0,080	1	1	129
10:30	52,5	5,30	0,096				
11:00	52,5	4,60	0,094				
11:30	53,0	6,00	0,085				
12:00	53,0	6,05	0,076	0,081	10	1	21
12:30	53,5	6,08	0,080				
13:00	54,0	5,00	0,090				
13:30	54,0	5,50	0,105				
14:00	54,5	6,60	0,078	0,080	10	1	14
14:30	55,0	6,80	0,086				
15:00	55,0	7,50	0,076				
15:30	56,0	8,10	0,068				
16:00	56,0	8,60	0,084	0,080	20	1	30
16:30	56,5	8,36	0,086				
17:00	56,5	8,41	0,092				
17:30	57,0	8,26	0,090				
18:00	57,5	8,50	0,096	0,081	1	20	136
18:30	57,5	9,60	0,086				
19:00	58,0	8,60	0,086				
19:30	58,0	9,80	0,078				
20:00	58,5	8,60	0,085	0,080	10	20	1
20:30	59,0	9,60	0,102				
21:00	59,5	9,80	0,101				
21:30	59,5	10,20	0,102				
22:00	60,0	11,30	0,096	0,082	1	10	1
22:30	61,0	12,30	0,086				
23:00	62,0	12,20	0,092				
23:30	62,0	13,50	0,086				
24:00	62,5	12,90	0,094	0,081	1	10	720

10 ANEXOS

10.1 Condições ensaios de bancada Prosab

Condições para realização de ensaios de bancada visando a construção dos diagramas de coagulação

(conforme diretrizes definidas na reunião do Prosab realizada em Belo Horizonte nos dias 13 e 14/11/2006)

Jarteste

Parâmetro	Valor
Gradiente de velocidade de mistura rápida	800 s ⁻¹
Tempo de mistura rápida	30 s
Gradiente de velocidade após a mistura rápida para filtração direta	150 s ⁻¹
Gradiente de velocidade de floculação visando a sedimentação	30 s ⁻¹
Tempo de floculação visando a sedimentação	25 min
Velocidade de sedimentação	0,5 e 1,0 cm/min
Tempo de filtração no filtro de laboratório de areia	20 min
Taxa de filtração no filtro de laboratório de areia	80 a 100 m ³ m ⁻² d ⁻¹
Tempo de lavagem do filtro de laboratório de areia	10 min
Expansão do filtro de laboratório de areia durante a lavagem	30 a 40%

Notas

[1]: Determinar no mínimo a turbidez das amostras

[2]: O filtro de laboratório de areia (FLA) deve ter 15 cm de areia

[3]: Os diagramas de coagulação devem ser construídos tendo em abscissa o pH e em ordenada a concentração do metal (Fe ou Al), no eixo esquerdo, e a dosagem do coagulante no eixo direito

Flotatete

Parâmetro	Valor
Gradiente de velocidade de mistura rápida	800 s ⁻¹
Tempo de mistura rápida	30 s
Gradiente de velocidade de floculação	50 s ⁻¹
Recirculação	10%
Velocidade de flotação	5 e 10 cm/min
Pressão na câmara de saturação	5 atm
Tempo de saturação	10 min

Orientações gerais

- Dosagem de coagulante: variar de 5,0 em 5,0 mg/L, refinando os valores em intervalos menores próximo à dosagem "ótima"
- Variação do pH em cerca de 0,5 em 0,5 unidades numa faixa de pH entre 5,0 e 8,0 (aproximadamente)
- A concentração da solução de coagulante a ser utilizada nos ensaios de bancada deve 2,0 % (1 mL da solução corresponderá a 20 mg do coagulante)

10.2 Produtos utilizados nos ensaios

CIA COMERCIAL PROMINÉRIOS

*Agalmatolito – Barita – Bentonita – Carbonato de Cálcio –
Calcita – Caulim – Diatomita – Dolomita – Quartzo – Mica em Pó-
Talco*

São Paulo, 15 de abril de 2002.

À
Usp – São Carlos
At.: Sra. Angela

Passamos abaixo nossa cotação:

- *Caulim Industrial: R\$ 0,30 o kg (saco c/ 40 kg)*
- *Caulim Micronizado uso cosméticos: R\$ 1,00 o kg (saco c/ 20 kg)*

Faturamento: à vista

Material posto: São Paulo

Prazo de entrega: imediato

Atenciosamente,

Luciano Cunha
Depto. de Vendas

Av. Lasar Segall, 400 – Imirm São Paulo - SP
Cep: 02543-010 - Fones: (11) 3982-9137/3982-8644/3851-7348
e-mail: prominerios@uol.com.br
Site: www.prominerios.com.br

CIA COMERCIAL PROMINÉRIOS
*Agalmatolito – Barita – Bentonita – Carbonato de Cálcio –
Calcita – Caulim – Diatomita – Dolomita – Quartzo – Mica em Pó-
Talco*

CERTIFICADO QUALIDADE

CAULIM MICRONIZADO

PROPRIEDADES FÍSICAS TÍPICA:

Aspecto.....	Pó fino
Cor.....	Branca
Alvura-padrão MgO-(G.E.).....	86 ± 2
Peso Específico (g/cm ³).....	2,60 ± 0,05
Densidade Aparente (g/cm ³) solta.....	0,47 ± 0,02
Compactado.....	0,57 ± 0,02
Perda ao fogo (%).....	5,00
Umidade (% máxima).....	1,0
pH (Sol. 5%).....	7,70 ± 1,0
Absorção de Óleo (g de óleo/100g).....	45 ± 5
Insolúveis Específica-BET (m ² /g).....	6,62
Carbonatos.....	Isento

ANÁLISE QUÍMICA TÍPICA: (Porcentagens expressa em óxidos)

SiO ₂ (Dióxido de Silício).....	47,3
Al ₂ O ₃ (Óxido de Alumínio).....	36,3
Fe ₂ O ₃ (Óxido de Ferro).....	0,67
TiO ₂ (Dióxido de Titânio).....	0,51
CaO (Óxido de Cálcio).....	< 0,05
MgO (Óxido de Magnésio).....	< 0,10
MnO (Óxido de Manganês).....	< 0,01
Na ₂ O (Óxido de Sódio).....	0,52
K ₂ O (Óxido de Potássio).....	9,3

Av. Lasar Segall, 400 – Imirm – São Paulo - SP
Cep: 02543-010 - Fones: (11) 3982-9137/3982-8644/3851-7348
e-mail: prominerios@uol.com.br
Site: www.prominerios.com.br

CIA COMERCIAL PROMINÉRIOS
*Agalmatolito - Barita - Bentonita - Carbonato de Cálcio -
Calcita - Caulim - Diatomita - Dolomita - Quartzo - Mica em Pó-
Talco*

CERTIFICADO DE ANÁLISE

CAULIM INDUSTRIAL

Características Físicas

Retenção #325 = $0,09 \pm 0,07$ (30) %
Retenção #400 = $0,30 \pm 0,27$ (173) %
Vol. Aparente = $29,95 \pm 1,51$ ml em 40g
Dens. Aparente = $1,34 \pm 0,07$ (203) g/ml
Alvura = $85,40 \pm 1,31$ Graus ISSO
Umidade = $0,20$ (1) % em 4g
Abs. Óleo Linh. = $13,95 \pm 1,79$ (2) g em 100g

Características Químicas

Perda ao Fogo (PF,PPC) = $39,97 \pm 0,75$ (3) %
Carbonato Total (CO_3^2) = $89,66 \pm 0,51$ (3) %
Resíduo Insolúvel (RI) = $11,13 \pm 1,63$ (4) %
CaO = $25,86 \pm 3,05$ (2) %
MgO = $19,75 \pm 1,34$ (4) %
Al₂O₃ = $0,79$ (1) %
Fe₂O₃ = $0,34$ (1) %
K₂O = $0,04$ (1) %
Na₂O = $0,02$ (1) %
MnO = $0,01$ (1) %
P₂O₅ = $0,01$ (1) %
TiO₂ = $0,02$ (1) %

Av. Lasar Segall, 400 - Imirm - São Paulo - SP
Cep: 02543-010 - Fones: (11) 3982-9137/3982-8644/3851-7348
e-mail: promineros@uol.com.br
Site: www.promineros.com.br



DEPARTAMENTO DE GESTÃO DA QUALIDADE

LAUDO DE ANÁLISE

PRODUTO: **SULFATO DE ALUMÍNIO 14 A 18 H₂O P.A.**
CÓD: 277 LOTE: 0700307 FÓRMULA MOLECULAR: **Al₂(SO₄)₃ · (14 - 18)H₂O**
DATA: 15/06/07 - 10:15

ANÁLISE SEGUNDO ME000613

ESPECIFICAÇÃO : VETEC(ES000602) / ACS

<u>TESTES</u>	<u>LIMITES</u>	<u>RESULTADOS</u>
COR	BRANCO	BRANCO
ASPECTO	DE CRISTAIS A PÓ CRISTALINO	PÓ CRISTALINO
TEOR (CONFORME GRAU DE HIDRATAÇÃO)	98 - 102%	100,1%
INSOLÚVEIS EM H ₂ O	MÁX. 0,01%	0,01%
CLORETO (Cl)	MÁX. 0,02%	0,01%
SUBSTÂNCIAS NÃO PPT DE NH ₄ OH (COMO SO ₄)	MÁX. 0,2%	0,2%
METAIS PESADOS (COMO Pb)	MÁX. 0,002%	< 0,002%
FERRO (Fe)	MÁX. 0,01%	0,01%
ARSÊNIO (As)	MÁX. 0,5 ppm	0,5 ppm

DATA DE APROVAÇÃO/FABRICAÇÃO: **01/2007** VALIDADE: **01/2012**
OBS.: A VALIDADE DO PRODUTO É DADA MEDIANTE A ÚLTIMA DATA DE ANÁLISE/FABRICAÇÃO DO MESMO.

Regina Celi Prado de Abreu
Supervisora do Controle de Qualidade
CRQ. Nº 03413201

Vetec Química Fina L
Rua Pastor Manoel Avelino de Souza, 1.021 - X
Duque de Caxias - Rio de Janeiro - Brasil - CEP: 25250
Tel.: (21) 3125-1920 - Fax.: (21) 2679-11



RELATÓRIO DE ENSAIOS
- DVSP/EM

SEL:007.0518
PÁGINA:1/1
DATA:06/11/2007

MATERIAL:SULFATO ALUMÍNIO	PROCESSO:46000015404
FORNECEDOR:CATAGUASES	FABRICANTE:CATAGUASES
LOTE: 17.500 lts	AMOSTRA:01
SOLICITANTE:DVSV/SVF.	OSI:
NOTA(S) FISCAL(IS): 461	

RESULTADO

SULFATO DE ALUMÍNIO FERROSO LÍQUIDO					
PRODUTO QUÍMICO - COPASA - T - 053/1					
PARÂMETROS OPERACIONAIS	PREVISTO			OBTIDO	
ALUMÍNIO TOTAL SOL. (Al ₂ O ₃)	Mín.	7,5	%	7,5	%
RESÍDUO INSOL. EM ÁGUA	Máx.	0,2	%	<0,1	%
FERRO TOTAL SOL. (Fe ₂ O ₃)	Máx	1,2	%	1,1	%
ACIDEZ LIVRE (H ₂ SO ₄)	Máx	0,5	%	0,2	%
BASICIDADE LIVRE (Al ₂ O ₃)	Máx	0,2	%	0,00	%
MASSA ESPECÍFICA	---	1,32	g/cm ³	1,32	g/cm ³

PARECER TÉCNICO	OBSERVAÇÃO
CONFORMIDADE TOTAL	AMOSTRAGEM REALIZADA DIA 29/10/07 ENTRADA NO LCQM :06/11/07

TÉCNICO	RESPONSÁVEL	DVSP/EM	DVSP

Gilmar da Silva Pinheiro
Insc. 19785-5



RELATÓRIO DE ENSAIOS
- DVSP/EM

SEL:008.0176
PÁGINA:1/1
DATA:19/03/2008

MATERIAL: SULFATO ALUMÍNIO	PROCESSO: 46000154004
FORNECEDOR: CATAGUASES	FABRICANTE: CATAGUASES
LOTE: 35.127 lts	AMOSTRA: 02 AMOSTRAS
SOLICITANTE: DVRM/SRM	OSI:
NOTA(S) FISCAL(IS): 1363,1377	

RESULTADO

SULFATO DE ALUMÍNIO FERROSO LÍQUIDO			
PRODUTO QUÍMICO - COPASA - T - 053/1			
PARÂMETROS OPERACIONAIS	PREVISTO		OBTIDO
ALUMÍNIO TOTAL SOL. (Al_2O_3)	Mín.	7,5 %	7,5 %
RESÍDUO INSOL. EM ÁGUA	Máx.	0,2 %	<0,1 %
FERRO TOTAL SOL. (Fe_2O_3)	Máx	1,2 %	1,2 %
ACIDEZ LIVRE (H_2SO_4)	Máx	0,5 %	0,3 %
BASICIDADE LIVRE (Al_2O_3)	Máx	0,2 %	0,00 %
MASSA ESPECÍFICA	----	1,32 g/cm ³	1,32 g/cm³

PARECER TÉCNICO	OBSERVAÇÃO
CONFORMIDADE TOTAL	AMOSTRAGEM REALIZADA DIA:14 e 17/03/08 ENTRADA NO LCQM : 19/03/08

TÉCNICO	RESPONSÁVEL	DVSP/EM	DVSP

Gilmar da Silva Pinheiro
Matr.: 19785-5

10.3 ETA Piloto

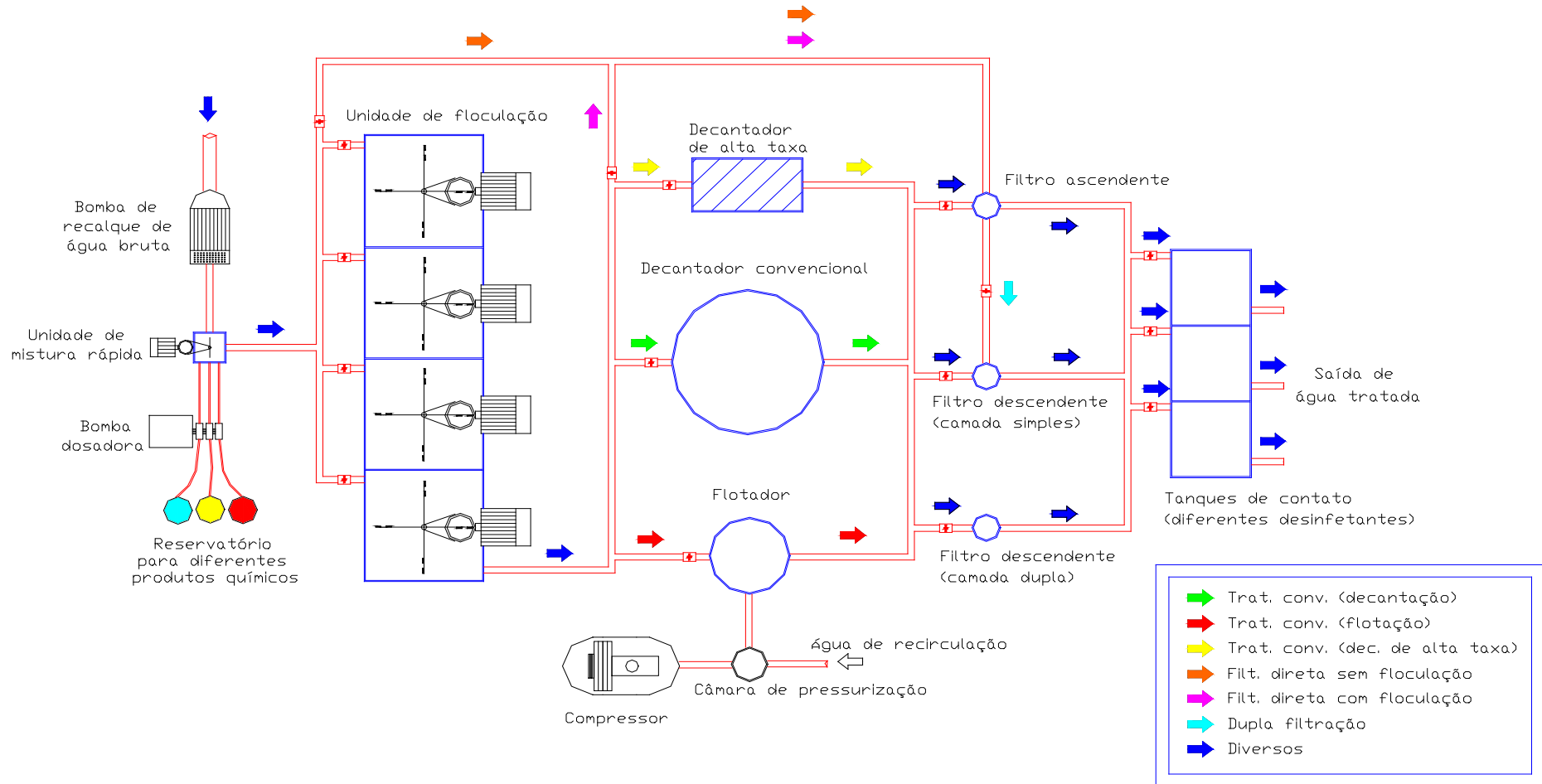
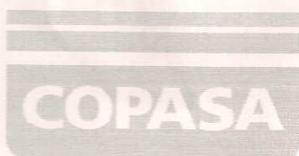


Figura 10.1: Layout da ETA piloto.



RELATÓRIO DE ENSAIOS
- DVSP/EM

SEL: 007/0375

PÁGINA: 1/1

DATA: 23/08/2007

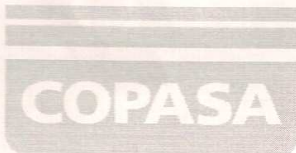
MATERIAL: ANTRACITO	PROCESSO: NC
FORNECEDOR: MATERIAL RECICLADO	FABRICANTE: NC
LOTE: NC	AMOSTRA: 01 AMOSTRA
SOLICITANTE: DVQA	OSI: CI:349/07
NOTA(S) FISCAL(IS): NC	

ANTRACITO – COPASA – T – 009/4							
G	PENEIRAS		PERCETAGENS				
	ABNT	MM	RETIDO		ACUMULADA		
(g)			RETIDA%	ACIMA	ABAIXO		
N	7,0	2,83	0,0	0,0	0,0	100	
U	8,0	2,38	0,0	0,0	0,0	100	
L	10	2,00	40,6	16,2	16,2	83,8	
O	12	1,68	49,3	19,7	35,9	64,1	
M	14	1,41	51,4	20,6	56,5	43,5	
E	16	1,19	47,7	19,1	75,5	24,5	
T	18	1,00	23,6	9,4	84,9	15,1	
R	20	0,84	17,9	7,2	92,1	7,9	
I	25	0,71	12,3	4,9	97,1	3,0	
A	FUNDO		7,1	3,0	100	0,0	
PESO AMOSTRA			249,9 g		PREVISTO		OBTIDO
COEFICIENTE DE UNIFORMIDADE					1,4 a 1,7		1,7
TAMANHO EFETIVO					0,8 a 1,0		0,9

PARECER TÉCNICO	OBSERVAÇÃO
MATERIAL CONFORME	AMOSTRAGEM REALIZADA PELO SOLICITANTE. ENTRADA NO LCQM DIA 17/08/07

TÉCNICO	RESPONSÁVEL	DVSP/EM	DVSP

Gilmar da Silva Pinheiro
Matr.: 19789-5



RELATÓRIO DE ENSAIOS
- DVSP/EM

SEL: 007/0381
PÁGINA: 1/1
DATA: 23/08/2007

MATERIAL: AREIA FINA	PROCESSO: NC
FORNECEDOR: MATERIAL RECICLADO	FABRICANTE: NC
LOTE: NC	AMOSTRA: 01 AMOSTRA
SOLICITANTE: DVQA	OSI: CI:349/07
NOTA(S) FISCAL(IS): NC	

AREIA P/FILTRO DESCENDENTE – COPASA – T - 010/3								
G	PENEIRAS		PERCETAGENS					
R			RETIDO		ACUMULADA			
A	ABNT	MM	(g)	RETIDA%	ACIMA	ABAIXO		
N	12	1,68	9,7	3,3	3,3	96,7		
U	14	1,41	0,4	0,2	3,5	96,5		
L	16	1,19	0,2	0,1	3,6	96,4		
O	18	1,00	0,2	0,1	3,7	96,3		
M	20	0,84	7,9	2,7	6,4	93,6		
E	25	0,711	73,1	59,0	65,4	34,6		
A	30	0,59	64,6	22,0	87,4	12,6		
	35	0,50	28,4	9,7	97,1	2,9		
	40	0,42	5,9	2,0	99,1	0,9		
	FUNDO		2,9	0,9	100	0,0		
	PESO AMOSTRA		293,3 g		PREVISTO		OBTIDO	
COEFICIENTE DE UNIFORMIDADE					1,4 a 1,6	C.U	1,4	
TAMANHO EFETIVO					0,5 a 0,6	T.E	0,5	

PARECER TÉCNICO	OBSERVAÇÃO
MATERIAL CONFORME COM O ESPECIFICADO	AMOSTRAGEM REALIZADA PELO SOLICITANTE. ENTRADA NO LCQM DIA 17/08/07

TÉCNICO	RESPONSÁVEL	DVSP/EM	DVSP

Gilmar da Silva Pinheiro
Matr.: 19786-5