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

REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* NA FILTRAÇÃO LENTA, PRECEDIDA OU NÃO DE FILTRAÇÃO ASCENDENTE EM PEDREGULHO

RAQUEL TAIRA

ORIENTADORA: CRISTINA CELIA SILVEIRA BRANDÃO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS

BRASÍLIA/DF: AGOSTO – 2008

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

FACULDADE DE TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* NA FILTRAÇÃO LENTA, PRECEDIDA OU NÃO DE FILTRAÇÃO ASCENDENTE EM PEDREGULHO

RAQUEL TAIRA

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

APROVADA POR:

_____

Prof[a]. Cristina Celia Silveira Brandão, PhD (ENC-UnB)
(Orientadora)

_____

Prof. Ricardo Silveira Bernardes, PhD (ENC-UnB)
(Examinador Interno)

_____

Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos, PhD (DEC-UFV)
(Examinador Externo)

BRASÍLIA/DF, 29 DE AGOSTO DE 2008.

FICHA CATALOGRÁFICA

TAIRA, RAQUEL Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* na Filtração Lenta, Precedida ou não de Filtração Ascendente em Pedregulho. [Distrito Federal] 2008. xx, 170p., 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2008). Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. 1.Filtração em Múltiplas Etapas 2. Filtração lenta 3.Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* 4. Pré-filtração em pedregulho I. ENC/FT/UnB II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

TAIRA., R. (2008). Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* na Filtração Lenta, Precedida ou não de Filtração Ascendente em Pedregulho. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-114/08, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 170p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Raquel Taira.

TÍTULO: Remoção de Oocistos de *Cryptosporidium* na Filtração Lenta, Precedida ou não de Filtração Ascendente em Pedregulho.

GRAU: Mestre ANO: 2008

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

Raquel Taira
SHIS QI 17 conjunto 1 casa 5.
71645-010, Brasília, DF – Brasil.

AGRADECIMENTOS

A meus pais pelo amor, por acreditarem na minha capacidade e investirem sempre em minha educação. Ao meu esposo Haroldo pela compreensão e companheirismo durante os estudos, experimentos, correções e idas ao laboratório durante as noites, fins de semana e feriados. A Nê e Marcio por me incentivarem e apoiarem durante todas as fases desta empreitada. A Cintia pela revisão e minha filhinha Larissa. A toda minha família que me dá forças e alegrias.

A Professora Cristina pela orientação rigorosa e pelo exemplo de profissionalismo. Por compartilhar sua sabedoria, motivação e amor ao conhecimento que me instigou a querer aprender cada vez mais. A Yovanka pela amizade e co-orientação durante todos os momentos no laboratório e no desenrolar da dissertação, nos momentos de entusiasmo e desânimo. Agradeço profundamente pela dedicação. Ao Professor Rafael pelas valiosas críticas e sugestões feitas na defesa.

Aos companheiros do laboratório: Rosely, Boy, Júnior, Marcilene, Carol, Lilica, pela amizade, companheirismo e dedicação durante a fase experimental. Aos alunos de graduação Marcus, Helena e Rafael que ajudaram a iniciar os experimentos, me ensinando o dia-a-dia da instalação piloto e dividindo suas experiências. A doutoranda Orlandina pela contribuição no reconhecimento de algas. A todos os professores e colegas do PTARH e laboratório pela troca de experiências e momentos de descontração. A CAESB, pelo apoio operacional, em especial aos funcionários do Sistema de Captação Torto – Santa Maria.

Aos meus chefes (Colmar e MKMBr) por me apoiarem na decisão de voltar a estudar, confiando na minha capacidade de conciliar os estudos com o trabalho e pelo apoio a continuidade dos estudos. Aos colegas de trabalho, pela compreensão e torcida.

Aos amigos que apesar de não estarem tão presentes, são sempre lembrados com muita alegria: Mariana, Sabrina, Laís, Kazuo, Rê, Dani. Aos amigos de sempre pelo pensamento positivo e por acreditarem no meu sucesso: Ká, Nil, Meire, Paulo, Haruo, Cintika e Daniel.

Muito Obrigada a todos que direta ou indiretamente fizeram com que esse mestrado fosse possível.

Dedicado ao meu “ditian” Tokuji (*in memoriam*),
meus pais Lauro e Luiza
e meu esposo Haroldo.

RESUMO

REMOÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* NA FILTRAÇÃO LENTA, PRECEDIDA OU NÃO DE FILTRAÇÃO ASCENDENTE EM PEDREGULHO

Autor: Raquel Taira
Orientadora: Cristina Celia Silveira Brandão
Co-Orientadora: Yovanka Pérez Ginoris
Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
Brasília, agosto de 2008.

Devido a sua ocorrência em águas superficiais e sua significativa resistência aos estresses ambientais, *Cryptosporidium parvum* é considerado um dos mais importantes parasitas de veiculação hídrica. Por causa do tamanho reduzido dos oocistos, 4 a 6 μm, e a resistência à desinfecção com cloro, a filtração é considerada o processo fundamental para a remoção desses microrganismos. A filtração lenta é apontada como um processo capaz de remover patógenos eficientemente, porém a remoção de oocistos é ainda pouco estudada. Este trabalho teve como objetivo avaliar, em escala piloto, a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pela filtração lenta, precedida ou não da pré-filtração em pedregulho com escoamento ascendente. As taxas de filtração avaliadas nos filtros lentos foram de 3 e 6 m/d enquanto a taxa de filtração no pré-filtro foi mantida constante em 10 m/d. A concentração de oocistos na água bruta durante os experimentos variou de 10^2 e 10^3 ooc/L. Quando os filtros lentos foram submetidos a algum período de amadurecimento, as eficiências de remoção de oocistos nas seqüências estudadas foram próximas, variando entre 2,76 a 4,28 log. As menores remoções foram obtidas quando a turbidez da água bruta era mais elevada, a taxa de filtração do filtro lento era igual a 6 m/d e a concentração inicial de oocistos era mais baixa. Quando os filtros lentos não foram submetidos a período de amadurecimento a remoção de oocistos no filtro lento atuando como única unidade de tratamento foi de no máximo 3,68 log, enquanto o conjunto pré-filtro+filtro lento atingiu até 4,27 log, indicando a importância da adoção do pré-filtro em situações críticas de operação. O pré-filtro de pedregulho foi responsável pela remoção de 0,29 a 2,37 log de oocistos. O aumento da taxa de filtração dos filtros lentos (3 para 6 m/d) parece afetar a remoção de oocistos e coliformes totais, mas não a remoção de turbidez. Em qualquer das unidades de filtração, as remoções de coliformes totais e *Clostridium perfringens* foram sempre inferiores à de oocistos, sugerindo que esses indicadores são conservadores em relação aos oocistos. Ao obter turbidez efluente menor ou igual a 1 UT no filtro lento sozinho, foi verificada ocorrência de correlação a 90% de confiança entre turbidez residual e ocorrência de oocistos.

ABSTRACT

REMOVAL OF *Cryptosporidium* OOCYSTS BY SLOW SAND FILTRATION, PRECEDED OR NOT BY UPFLOW ROUGHING FILTERS

Author: Raquel Taira
Supervisor: Cristina Celia Silveira Brandão
Co-Supervisor: Yovanka Pérez Ginoris
Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos
Brasília, August 2008.

Owing to its widespread occurrence in water and its significant resistance to environmental stresses, *Cryptosporidium parvum* is regarded as one of the most important waterborne microbial parasites. Due to the small size of *Cryptosporidium*, 4 to 6 μm, and its resistance to disinfection with chlorine, filtration is regarded a key process to remove this microrganism. Slow Sand Filtration has been shown to be effective in achieving removal of pathogens, but there is a lack of studies about oocyst removal. This study aimed to evaluate, at pilot scale, *Cryptosporidium* oocysts removal by slow sand filtration preceded or not by the upflow roughing filtration. The filtration rates evaluated at the slow sand filters were 3 and 6 $m.d^{-1}$ while for roughing filter it was constant at 10 $m.d^{-1}$. Oocysts concentration in raw water during the experiments ranged between 10^2 and 10^3 $ooc.L^{-1}$. When slow sand filters were subjected to a period of ripening, the efficiencies of oocysts removal in the sequences studied were similar, varying in the range of 2.76 to 4.28 log. Lower removals were obtained when raw water turbidity was higher, filtration rate of slow sand filter was 6 $m.d^{-1}$ and oocysts initial concentration was lower. When the slow sand filters were not subjected to a period of ripening, oocysts removal by slow sand filter acting as single unit of treatment was no more than 3.68 log, while the roughing filter + slow sand filter reached up to 4.27 log, indicating the importance of the adoption of roughing filter in critical situations of operation. Upflow roughing filter was responsible for 0.29 to 2.37 log of oocysts removal. The increase in the filtration rate of slow sand filters from 3 to 6 $m.d^{-1}$ seems to affect negatively oocysts and total coliform removals, but not turbidity removal. In every unit of filtration, total coliform and *Clostridium perfringens* removal efficiencies were always lower than oocysts removal, suggesting that these indicator organisms are conservative for *Cryptosporidium* oocysts. When turbidity of slow sand filter alone was equal or lower than 1 NTU, it was observed a correlation at 90% of confiability between turbidity and oocysts occurrence.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 1
2 OBJETIVOS 4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 5
3.1. *Cryptosporidium* 5
3.1.1. Risco à saúde pública e surtos de criptosporidiose 7
3.1.2. *Cryptosporidium* no tratamento de água 12
3.3. FILTRAÇÃO LENTA 17
3.2.1. Histórico 17
3.2.2. Mecanismos de remoção na Filtração Lenta 20
3.2.3. Aspectos de projeto 29
3.2.4. Aplicabilidade 30
3.3. FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS – FIME 33
3.4. REMOÇÃO DE MICRORGANISMOS NA FILTRAÇÃO LENTA 37
3.4.1. Fatores que interferem na eficiência da filtração lenta 40
3.4.2. Eficiência de remoção de microrganismos e outros parâmetros 45
3.5. INDICADORES DE REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS 51
4 METODOLOGIA 54
4.1. INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL 55
4.2. DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL 60
4.3. PARÂMETROS MONITORADOS 67
4.3.1. Caracterização da camada biológica dos FLAs e do biofilme do PFPA 70
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 72
5.1. FASE PREPARATÓRIA 72
5.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA 74
5.3. PRIMEIRA FASE 75
5.3.1. Estudos preliminares 76
5.3.2. Experimentos com inoculação de oocistos de *Cryptosporidium* 82
5.3.3. Análises de Sólidos nas amostras coletadas durante o experimento E5 93
5.3.4. Avaliação do traspasse de oocistos de *Cryptosporidium* 95
5.4. SEGUNDA FASE 98
5.4.1. Zooplâncton e Fitoplâncton 103

5.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA 116
5.5.1. Estatística Descritiva 116
5.5.2. Testes de correlação entre os parâmetros avaliados nas primeira e segunda fases experimentais 121
5.5.3. Testes de Correlação entre os dados classificados de acordo com a turbidez da água bruta 127
6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES 130
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 133
APÊNDICES 143
APÊNDICE A – GRANULOMETRIA DA AREIA DOS FILTROS LENTOS 144
APÊNDICE B – TESTES COM TRAÇADOR PARA DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO NOS FILTROS LENTOS 145
APÊNDICE C - RESULTADOS DOS ESTUDOS PRELIMINARES 147
APÊNDICE D – PARÂMETROS MONITORADOS 150
APÊNDICE E - MÉTODO 1623: DETECÇÃO DE *Cryptosporidium* E *Giardia* NA ÁGUA POR FILTRAÇÃO/IMS/FA, USEPA (2005a) 157
APÊNDICE F – CONTAGEM DOS ORGANISMOS PRESENTES NO BIOFILME DO PFPA 163
APÊNDICE G – CONTAGEM DOS ORGANISMOS PRESENTES NA "SCHMUTZDECKE" DOS FILTROS LENTOS 166
APÊNDICE H – DADOS DAS ANÁLISES DE SÓLIDOS NO EXPERIMENTO E5 170

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Valores de CT (mg. min/L) e inativação de microrganismos, Di Bernardo e Dantas (2005). 13
Tabela 3.2: Exemplo de diferentes tipos de organismos capazes de ingerir oocistos de *Cryptosporidium* (Stott *et al*., 2003, Fayer *et al*., 2000 e Connelly *et al*., 2007) 26
Tabela 3.3: Principais critérios de projeto de filtro lento (Castaño *et al.*, 1999; Wegelin, 1996; Haarhoff e Cleasby,1991, Di Bernardo *et al*., 1999, modificados) 30
Tabela 3.4: Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta..... 32
Tabela 3.5: Qualidade da água para tratamento com filtração lenta precedida ou não por outros tratamentos (Di Bernardo *et al*., 1999) 35
Tabela 3.6: Valores de taxa de filtração recomendados para cada tipo de pré-filtro de pedregulhos. (Di Bernardo *et al.*, 1999) 36
Tabela 3.7: Crédito de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* atribuído a cada tipo de tratamento[1]. (LT2ESWTR - USEPA, 2006). 38
Tabela 3.8: Categorias de classificação para sistema público de água que utiliza filtração de acordo com a LT2ESWTR (USEPA, 2006). 39
Tabela 3.9: Tratamento adicional requerido para remoção de oocistos de *Cryptosporidiu,* de acordo com a LT2ESWTR (USEPA, 2006) 40
Tabela 3.10: Fatores que interferem na eficiência da filtração lenta (Hendricks e Bellamy, 1991, modificado). 40
Tabela 3.11: Resumo de alguns estudos realizados com filtração lenta precedida ou não de pré-tratamento e as eficiências de remoção de vários parâmetros. 46
Tabela 4.1: Parâmetros de projeto do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente adotados no presente estudo. 57
Tabela 4.2: Parâmetros dos filtros lentos adotados no presente estudo. 59
Tabela 4.3: Métodos de determinação utilizados neste estudo. 67
Tabela 5.1: Parâmetros analisados da água bruta durante todas as fases do estudo. 75
Tabela 5.2: Resumo dos experimentos realizados no período de julho a dezembro de 2007 (em ordem cronológica), com taxa de filtração dos filtros lentos de 3 $m^3/m^2.d$. 83
Tabela 5.3: Valores de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium* e coliformes totais nos efluentes dos filtros e eficiências de remoção obtidos na primeira fase experimental, taxa de filtração dos filtros lentos igual a 3 $m^3/m^2.d$. 84

Tabela 5.4: Coeficientes de Correlação de Spearman para os valores de turbidez das amostras coletadas em todos os experimentos das primeira e segunda fases..... 87
Tabela 5.5: Resultados dos testes não paramétricos do Coeficiente phi (r_Φ) aplicados aos valores de turbidez e ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente do FLA1 e PFPA+FLA2. 88
Tabela 5.6: Concentração de sólidos totais das amostras coletadas no experimento E5 e porcentagem de sólidos retidos em membranas de porosidade igual a 25, 8 e 2,5 μm. 94
Tabela 5.7: Sólidos totais, em suspensão das amostras de AB, ... 95
Tabela 5.8: Resultados dos experimentos E3 e E6/P1 em que foi avaliado o traspasse de oocistos de *Cryptosporidium*. 97
Tabela 5.9: Resumo dos experimentos realizados na segunda fase (em ordem cronológica), com taxa de filtração dos filtros lentos de 6 m³/m².d. 99
Tabela 5.10: Valores medidos durante os experimentos e remoções de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *Clostridium perfringens*, durante a segunda fase experimental, para taxa de filtração dos filtros lentos igual a 6 m³/m².d. 100
Tabela 5.11: Principais classes de algas identificadas no biofilme do PFPA e nas camadas biológicas dos FLAs. 104
Tabela 5.12: Resumo dos experimentos realizados na 1ª fase em relação ao PFPA e caracterização do biofilme do mesmo. 110
Tabela 5.13: Resumo dos experimentos realizados na 1ª fase em relação aos filtros lentos e caracterização da "schmutzdecke". 113
Tabela 5.14: Valores descritivos de turbidez; concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e coliformes totais; remoções desses parâmetros nas unidades de tratamento para os experimentos realizados nas primeira e segunda fases..... 116
Tabela 5.15: Testes não paramétricos de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e as remoções desses parâmetros no PFPA em todos os experimentos realizados. 121
Tabela 5.16: Testes não paramétrico de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e as remoções desses parâmetros no PFPA+FLA2 em todos os experimentos realizados. 123
Tabela 5.17: Testes não paramétrico de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e as remoções desses parâmetros no FLA1 em todos os experimentos realizados. 124

Tabela 5.18: Valores descritivos de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e remoção de oocistos nas unidades de filtração para os experimentos realizados com turbidez inicial baixa (≤ 10 UT). 128
Tabela 5.19: Testes não paramétrico de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e remoção de oocistos nas unidades de filtração para os experimentos realizados com turbidez inicial baixa (≤ 10 UT). 128
Tabela 5.20: Valores descritivos de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e remoção de oocistos para os experimentos realizados com turbidez inicial moderada a elevada (> 10 UT) 129
Tabela 5.21: Testes não paramétrico de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e remoção de oocistos para os experimentos realizados com turbidez inicial moderada a elevada (> 10 UT). 129
Tabela A.1: Composição granulométrica da areia do meio filtrante. 144
Tabela B.1: Condutividade do efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente para taxa de filtração igual a 10 m³/m².d. 145
Tabela B.2: Condutividade dos efluentes dos filtros lentos para taxa de filtração igual a 3 m³/m².d. 146
Tabela C.1: Valores de turbidez e eficiências de remoção dos filtros durante os estudos preliminares realizados na primeira fase experimental. 147
Tabela C.2: Valores de coliformes totais e eficiências de remoção dos filtros durante os estudos preliminares realizados na primeira fase experimental. 148
Tabela D.1: Resultados de turbidez e remoções no experimento E1 150
Tabela D.2: Resultados de turbidez e remoções no experimento E2. 151
Tabela D.3: Resultados de turbidez e remoções no experimento E3. 152
Tabela D.4: Resultados de turbidez e remoções no experimento E6. 152
Tabela D.5: Perda de carga total e nos primeiros 5 cm do meio filtrante dos filtros lentos nos experimentos E1 e E2. 153
Tabela D.6: Perda de carga total e nos primeiros 5 cm do meio filtrante dos filtros lentos nos experimentos E5 e E6. 154
Tabela D.7: Perda de carga total nos filtros lentos e valores de absorbância a 254 nm monitorados na amostra não filtrada no experimento E6. 154
Tabela D.8: Perda de carga total nos filtros lentos e valores de absorbância a 254 nm monitorados na amostra não filtrada no experimento E7/P2. 155

Tabela D.9: Concentrações de Coliformes totais das amostras de água bruta e filtrados no experimento E1. 155
Tabela D.10: Concentrações de Coliformes totais das amostras de água bruta e filtrados no experimento E2. 156
Tabela D.11: Concentrações de Coliformes totais das amostras de água bruta e filtrados no experimento E3. 156
Tabela F.1: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 15/10/2007. 163
Tabela F.2: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 1/11/2007. 163
Tabela F.3: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 26/11/2007. 163
Tabela F.4: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 17/12/2007. 164
Tabela F.5: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 15/10/2007. 164
Tabela F.6: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 1/11/2007. 164
Tabela F.7: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 26/11/2007. 164
Tabela F.8: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 17/12/2007. 165
Tabela G.1: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 15/10/2007. 166
Tabela G.2: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 15/10/2007. 166
Tabela G.3: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 31/10/2007. 166
Tabela G.4: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 31/10/2007. 167
Tabela G.5: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 19/11/2007. 167
Tabela G.6: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 19/11/2007. 167

Tabela G.7: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 7/12/2007. 167
Tabela G.8: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 10/12/2007. 168
Tabela G.9: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 15/10/2007. 168
Tabela G.10: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 15/10/2007. 168
Tabela G.11: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 31/10/2007. 168
Tabela G.12: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 31/10/2007. 169
Tabela G.13: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 19/11/2007. 169
Tabela G.14: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 19/11/2007. 169
Tabela G.15: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 7/12/2007. 169
Tabela G.16: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 10/12/2007. 169
Tabela H.1: Análise de sólidos realizada no experimento E5. 170

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: (A) Imagem de oocistos de *Cryptosporidium parvum* por contraste de interferência diferencial (DIC); (B) Imagem de oocistos de *C. parvum* com imunofluorescência; (C) Imagem com fluorescência de oocistos de *C. parvum*; (D) Oocisto de *C. parvum* e dimensões. (site da USEPA)..... 5

Figura 3.2: Proporção de óbitos causada por doenças infecciosas e parasitárias (DIP) no Brasil em 1999 (Mello Jorge *et al.,* 2001)..... 9

Figura 3.3: Esquema de um filtro lento (Wegelin 1996, modificado)..... 19

Figura 3.4: Imagens de *Philodina* (um tipo de rotífero) adquiridas por microscopia de contraste de interferência diferencial e por microscopia de fluorescência, contendo aproximadamente 25 oocistos de *C. parvum* em seu intestino. (Fayer *et al*., 2000)... 23

Figura 3.5: (A) Imagem de *Daphnia pulicaria* após a ingestão de cistos de *G. lamblia* (círculo azul) e oocistos de *C. parvum* (círculo amarelo). (B) Cistos de *G. lamblia* após 2 horas de exposição a *D. pulicaria.* (Connelly *et al*., 2007)..... 24

Figura 3.6: Estação de Tratamento de Água Coppermills, Londres, Inglaterra (A) Visão aérea, (B) tanques de ozonização (Thames Water Utilities Ltda, 2006) 31

Figura 3.7: Esquema geral de uma instalação de filtração em múltiplas etapas - FIME (Di Bernardo e Dantas, 2005, modificado)..... 32

Figura 3.8: Esquema em corte de uma instalação de pré-filtração em pedregulho com escoamento descendente em unidades em série (Wegelin, 1996)..... 33

Figura 3.9: Esquema em corte de uma instalação de pré-filtração em pedregulho com escoamento ascendente em unidades em série – PFPAS (Wegelin, 1996) 33

Figura 3.10: Esquema em corte de uma instalação de pré-filtração em pedregulhos com escoamento ascendente em camadas – PFPAC (Wegelin, 1996)..... 34

Figura 3.11: Esquema em corte de uma instalação de pré-filtração em pedregulhos com escoamento horizontal em câmaras em série (Wegelin, 1996) 34

Figura 3.12: ETA Manhuaçu, MG, composta por FIME. (A) Vista aérea da ETA Manhuaçu: pré-filtros de pedregulho, filtro lento, tanque de contato, casa de química e reservatório; (B) pré-filtros de pedregulho tubulares semi-pressurizados. (Souza e Bahia, 2006) 37

Figura 4.1: Local de coleta da água bruta para alimentar os filtros, Córrego do Torto, Brasília-DF. 55

Figura 4.2: Fluxograma da instalação piloto. 56
Figura 4.3: Esquema da instalação piloto. 56
Figura 4.4: Instalação piloto do Pré-filtro de pedregulho com fluxo ascendente (PFPA) .. 58
Figura 4.5: Instalação piloto dos Filtros lentos de areia (FLA1 e FLA2) 59
Figura 4.6: Detalhe das tomadas de pressão nos filtros lentos FLA1 e FLA2 para observação das perdas de carga nesses filtros.. 60
Figura 4.7: Esquema das variáveis dos experimentos da primeira fase. 63
Figura 4.8: Esquema das variáveis dos experimentos da segunda fase. 66
Figura 4.9: Método dos Tubos Múltiplos para detecção de *Clostridium perfringens* proposto pela CETESB, (A) diluição da amostra; (B) inoculação nos tubos e (C) tubos após a incubação de 48 h a 35ºC. 69
Figura 5.1: Curva granulométrica do meio filtrante dos filtros lentos FLA1 e FLA2. 72
Figura 5.2: Curva da condutividade do teste com solução salina no PFPA para taxa de filtração de 10 $m^3/m^2.d$. 73
Figura 5.3: Curva da condutividade do teste com solução salina no FLA1 e FLA2 para taxa de filtração de 3 $m^3/m^2.d$. 73
Figura 5.4: Comportamento da turbidez nas unidades de filtração nos primeiros 50 dias da primeira fase (estudo preliminar). 76
Figura 5.5: Comportamento de coliformes totais ao longo do tempo de operação das unidades de filtração durante os estudos preliminares. 76
Figura 5.6: Evolução da perda de carga total e nos primeiros 5 cm dos filtros lentos durante os estudos preliminares. 79
Figura 5.7: Comportamento dos valores de Absorbância a 254 nm nas unidades de filtração no (A) Experimento E6 e (B) Experimento E7. 81
Figura 5.8: Valores de concentração de oocistos e turbidez nos experimentos sem amadurecimento e com taxa de filtração igual a 3 $m^3/m^2.d$. 89
Figura 5.9: Valores de concentração de oocistos e turbidez nos experimentos em que os filtros lentos foram submetidos a algum período de amadurecimento e operados com taxa de filtração igual a 3 $m^3/m^2.d$. 91
Figura 5.10: Associação entre valores de log – remoções de coliformes totais e de oocistos de *Cryptosporidium*, nas primeira e segunda fases, para as seqüências de tratamento (A) FLA1 e (B) PFPA+FLA2. 92
Figura 5.11: Esquema de coleta de amostra dos experimentos em que foi avaliado o traspasse. 96

Figura 5.12: Principais classes de protozoários e metazoários encontrados nas frações de biofilme retiradas do PFPA após os experimentos E2, E3, E5 e E6. 104
Figura 5.13: Principais classes de protozoários e metazoários encontrados nas amostras de camadas biológicas retiradas do FLA2 após os experimentos E2, E3, E5 e E6..... 105
Figura 5.14: Principais classes de protozoários e metazoários encontrados nas amostras de camadas biológicas retiradas do FLA1 após os experimentos E1, E3, E5 e E6..... 105
Figura 5.15: Imagens adquiridas por microscopia (400x) dos organismos fitoplanctônicos observados no biofilme do PFPA e "schmutzdecke" dos FLAs: (A) Staurastrum; (B) Scenedesmus; (C) Staurodesmus; (D) Cosmarium; (E) Closterium; (F) Synedra. ... 106
Figura 5.16: Imagens adquiridas por microscopia (200x) dos organismos zooplanctônicos observados no biofilme na "schmutzdecke" dos FLAs: (A) *Centropyxis*; (B) *Euglypha*; (C) Heliozoário; (D) *Arcella*; (E) Ciliado; (F) *Vorticella*; (G) Ameba nua 107
Figura 5.17: Imagens adquiridas por microscopia de alguns organismos zooplanctônicos nas amostras de biofilme do PFPA. (A), (B) e (C) Rotíferos, (D) Clitellata..... 108
Figura 5.18: Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d). 117
Figura 5.19: Remoção de coliformes totais em cada unidade de tratamento (para taxas de filtração iguais a 3 e 6 m/d). 118
Figura 5.20: Remoção de turbidez em cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d)..... 118
Figura 5.21: Remoção de *Clostridium perfringens* em cada unidade de tratamento (para taxa de filtração dos filtros lentos igual a 6 m/d). 119
Figura 5.22: Concentração de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes de cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d). 119
Figura 5.23: Concentração de coliformes totais nos efluentes de cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d). 120
Figura 5.24: Turbidez dos efluentes de cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d)..... 120
Figura 5.25: Associação entre valores de coliformes totais e turbidez residual no efluente do PFPA (n=13)..... 122
Figura 5.26: Associação entre concentração de coliformes totais e turbidez no efluente da seqüência de tratamento PFPA+FLA2 (n=12). 123

Figura 5.27: Associação entre remoção de coliformes totais e remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pelo filtro lento sozinho, FLA1. (n=11) 125
Figura 5.28: Associação entre concentração de coliformes totais e de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente do FLA1. (n=11) 126
Figura 5.29: Associação entre concentração de coliformes totais e turbidez no efluente do FLA1. (n=13) 126
Figura 5.30: Associação entre remoção de coliformes totais e remoção de turbidez pelo FLA1. (n=12) 127
Figura E.1: Filtração com auxílio de bomba peristáltica 157
Figura E.2: Detalhe do encaixe do Filta-Max®, IDEXX 157
Figura E.3: Estação de eluição: (a) compressão; (b) descompressão 158
Figura E.4: (a) Filta-Max íntegro; (b) Filta-Max após a eluição. 158
Figura E.5: Filtração a vácuo em membrana utilizando bomba a vácuo manual. 159
Figura E.6: Lavagem da membrana**.** 159
Figura E.7: Tubos cônicos de 50 mL 160
Figura E.8: Tubos cônicos de 15 mL 160
Figura E.9: Etapa de homogeneização 160
Figura E.10: Concentrador magnético para volume de 10 mL 161
Figura E.11: Concentrador magnético para volume de 1,5 mL 161
Figura E.12: Microscópio de epifluorescência 162
Figura E.13: (A) Oocistos de *Cryptosporidium* em imunofluorescência e (B) em contraste de fases. 162

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIAÇÕES

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
AIDS	Síndrome da Imunodeficiência Adquirida
CAESB	Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal
CETESB	Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo
cm	centímetro
CU	Coeficiente de Uniformidade
ºC	graus Celsius
d	dia
d_{10}	Tamanho efetivo da areia
DAPI	4', 6 – diamidino2fenilindol ou diaminofenilidona
DIC	Contraste da interferência diferencial
DIP	Doenças infecciosas parasitárias
E. coli	*Escherichia coli*
ETA	Estação de Tratamento de Água
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FDA	"Food and Drugs Administration"
FITC	Isotiocianato de fluoresceína
FLA1	Filtro lento de areia 1
FLA2	Filtro lento de areia 2
g	grama
HIV	"Human lmunnodeficiency Virus" (Vírus da Imunodeficiência Humana)
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
L	litro
LAA	Laboratório de Análise de Águas
LT2ESWTR	"Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule"
m	metro
mg	miligrama
mL	mililitro
mm	milímetro
μm	micrômetro

N	Normal
NaCl	Cloreto de sódio
NaOH	Hidróxido de sódio
NMP	Número Mais Provável
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONPGMUG	Método do Substrato Cromogênico
PAC	Programa de Aceleração do Crescimento
PBSF	"Phosphate Buffer Solution Tween"
pH	Potencial hidrogeniônico
PFD	Pré Filtração Dinâmica
PFP	Pré Filtração em Predegulho
PFPA	Pré Filtração em Pedregulho com escoamento Ascendente
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
SVS	Secretaria de Vigilância Sanitária
THM	Trihalometano
UnB	Universidade de Brasília
USEPA	Agência Ambiental dos Estados Unidos da América
UC	Unidade de Cor
UT	Unidade de turbidez
UV	Ultravioleta
WHO	"World Health Organization" Organização Mundial da Saúde

1 INTRODUÇÃO

Desde os tempos mais remotos até os dias de hoje o ser humano procura se estabelecer em locais com fácil acesso à água. A água, símbolo da origem da vida e da fertilidade e meio de purificação, sempre foi um alvo a ser dominado, pois disto dependia a sobrevivência do homem. A água, além do consumo para homens e animais, servia como meio de transporte, geração de energia, e também afastava os resíduos para longe. Naquela época o volume de resíduos era pequeno e a capacidade de autodepuração dos corpos era suficiente para manutenção da qualidade das águas.

Séculos depois, a Revolução Industrial trouxe profundas transformações e grande desenvolvimento à sociedade. Apesar disso, as cidades continuavam em estado precário quanto à higiene e ao saneamento. O volume de águas residuárias e resíduos sólidos aumentaram assim como surgiram outras formas de poluição. Com isso, as epidemias de doenças ligadas à higiene e à água dizimaram milhares de pessoas. Até aquele momento não se sabia da existência de doenças veiculadas pela água, apenas em 1854 com a grande epidemia de cólera em Londres é que John Snow comprovou que a sua contaminação era por via hídrica.

Embora as epidemias tenham provocado milhares de óbitos, o binômio saúde-saneamento surgiu de interesses econômicos, antes mesmo dos interesses da saúde, de maneira que, as doenças deveriam ser abolidas para um melhor aproveitamento da mão-de-obra e aumento do desempenho no setor econômico. Desta forma que surgiram as políticas de implementação dos sistemas de abastecimento de água e coleta e tratamento de esgoto em todo o mundo (Piterman e Greco, 2005).

Com o crescimento da população e o desenvolvimento da sociedade, a necessidade de água de boa qualidade vem aumentando a cada ano. O avanço nos processos de tratamento de água e esgoto e a preocupação com a preservação da água são cada vez mais recorrentes. Apesar dos avanços tecnológicos no campo do saneamento, vários locais ainda sofrem com escassez de água e/ou contaminação, o que provoca o aumento da incidência de doenças, mortalidade infantil, entre vários problemas.

Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000 (IBGE, 2002), 97,9% dos municípios brasileiros ou 76,1% da população contavam com abastecimento de água em 2000, sendo que a maior parte dos municípios sem abastecimento estava nas regiões Nordeste (56%) e, contraditoriamente, Norte (23,3%). Apesar dos dados serem de 2000, essa realidade não se alterou muito nos últimos anos. Na década de 1990, os investimentos públicos em saneamento básico foram reduzidos. Atualmente, com o Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), lançado em 2007 pelo Governo Federal, foram destinados mais de R$ 25 bilhões para o saneamento básico, em projetos que visam à despoluição das bacias, ampliação do sistema de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto. Se a meta estimada for realmente alcançada, em quatro anos o país garantirá abastecimento de água para 87% da população e coleta adequada de esgoto para 77% dos brasileiros (no ano de 2000, a população atendida era de 40%).

Em 2000, existiam 4.560 estações de tratamento de água (ETA) no Brasil, um aumento considerável de 83,5% em relação a 1989. Os processos de tratamento utilizados nessas ETAs variavam desde a simples desinfecção até o processo convencional – coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção (IBGE, 2002). Considerando que no Brasil existe mais de 5.500 municípios, o que indica menos de uma ETA por município, pode-se concluir que há abastecimento público em grande parte do País, porém de forma desigual em relação ao tratamento e qualidade da água distribuída.

Anualmente, morrem cerca de 5 milhões de pessoas devido a doenças de veiculação hídrica. Existem doenças que foram descobertas há poucas décadas e desafiam os processos convencionais de tratamento de água, como é o caso da criptosporidiose, causada pelo protozoário *Cryptosporidium*. Os oocistos de *Cryptosporidium* apresentam resistência aos métodos usuais de desinfecção e possuem dimensões reduzidas, que dificulta a sua remoção.

Um tratamento que vem se mostrando eficaz na remoção desses microrganismos é a filtração lenta, considerada o mais antigo processo de tratamento de água, porém pouco utilizada, principalmente devido à deterioração dos corpos d'água e ao advento da filtração rápida. Apesar da simplicidade de operação e manutenção, os mecanismos que agem na remoção de impurezas na filtração lenta são complexos e ainda não foram totalmente esclarecidos.

O filtro lento requer uma qualidade mínima da água bruta para seu bom funcionamento, que diz respeito aos valores de turbidez, concentrações de algas, entre outros. Para tanto, em mananciais de qualidade comprometida, faz-se necessário a adoção de pré-tratamentos mais robustos, mas com grau de complexidade operacional similar ao da filtração lenta. A pré-filtração em pedregulho também é um tratamento simples de implantar, operar e manter, e se adequa aos pré-requisitos citados. Entre outras vantagens o pré-filtro de pedregulho reduz a carga de sólidos em suspensão aumentando a carreira de filtração do filtro lento, além de consistir em um tratamento biológico adicional.

O presente estudo tem como objetivo aumentar os conhecimentos sobre a filtração lenta precedida ou não pelo pré-filtro de pedregulho no que se refere à remoção de oocistos de *Cryptosporidium,* contribuindo indiretamente para a difusão dessas tecnologias e melhoria da qualidade de vida da população.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral do presente trabalho é avaliar a capacidade da filtração lenta, precedida ou não de pré-filtro de pedregulho (filtração em múltiplas etapas - FIME), em remover oocistos de *Cryptosporidium*.

Os objetivos específicos do estudo são:

1. Avaliar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pela pré-filtração em pedregulho com escoamento ascendente;

2. Avaliar a influência da adoção do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente sobre a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* na filtração lenta sob condições não ótimas para o tratamento (ausência de período de amadurecimento dos filtros lentos e turbidez afluente moderada);

3. Analisar a influência do aumento da taxa de filtração dos filtros lentos na capacidade de remoção dos parâmetros monitorados (coliformes totais, *E. coli*, turbidez), com ênfase na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. *Cryptosporidium*

O *Cryptosporidium* foi descoberto em 1907 em ratos por Ernest Edward Tyzzer. Porém, só foi reconhecido como causador de doença em humanos em 1976, quando dois casos de criptosporidiose foram diagnosticados (Rose *et al*., 2002; Carey *et al*., 2004). O *Cryptosporidium* (Figura 3.1) é um protozoário parasita de humanos e outros mamíferos, pássaros, répteis e peixes transmitido via oral pela água contaminada pelas fezes de hospedeiros, pelos alimentos ou pelo contato direto. Os oocistos são os resultados do ciclo da reprodução sexual do *Cryptosporidium*. São muito robustos e sobrevivem por meses em condições adversas até serem ingeridos por um hospedeiro e assim iniciar seu ciclo de vida (WHO, 2006).

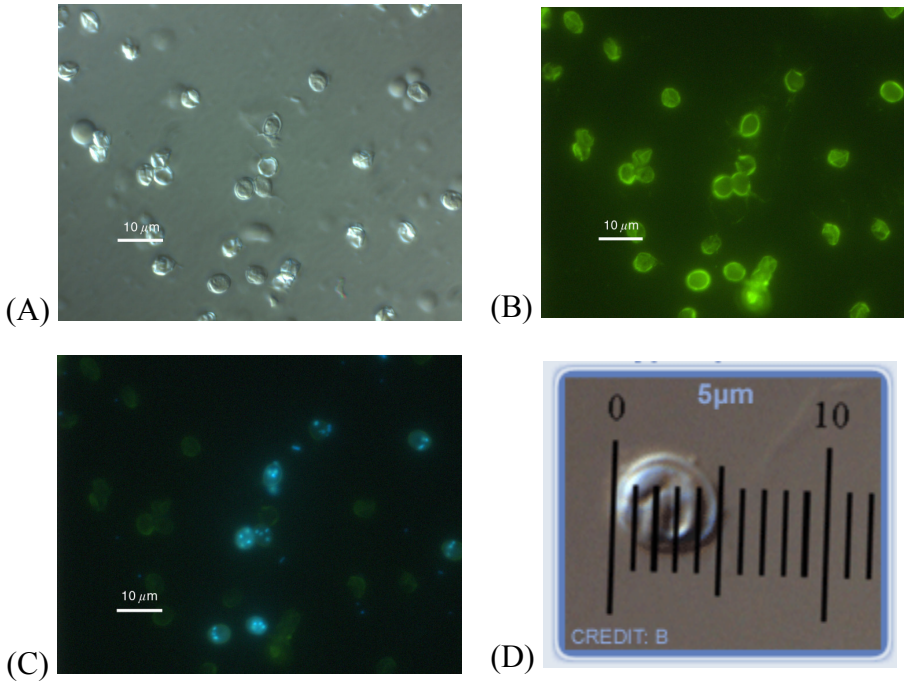


Figura 3.1: (A) Imagem de oocistos de *Cryptosporidium parvum* por contraste de interferência diferencial (DIC); (B) Imagem de oocistos de *C. parvum* com imunofluorescência; (C) Imagem com fluorescência de oocistos de *C. parvum*; (D) Oocisto de *C. parvum* e dimensões. (site da USEPA)

A parede do oocisto é uma barreira de proteção por possuir duas camadas bem distintas, muito comuns aos coccídeos. A camada mais externa é composta por ácido glicoprotéicos

e a camada interna é filamentosa e acredita-se ser composta por glicoproteínas (Carey *et al.*, 2004).

O *Cryptosporidium* age nas microvilosidades de células epiteliais das vias gastrintestinais, biliares e respiratórias dos vertebrados provocando a criptosporidiose. Inicialmente a criptosporidiose foi associada a indivíduos que sofriam de deficiência no sistema imunológico. São os chamados imunodeprimidos, como os portadores de AIDS (Síndrome da Imunodeficiência Adquirida). Entretanto, de acordo com Carey *et al.* (2004), a partir de 1987 também foi reconhecido como patogênico de indivíduos saudáveis, ou imunocompetentes. Atualmente, existe uma droga aprovada pela Administração Federal de Alimentos e Medicamentos dos Estados Unidos (FDA) para administração apenas para crianças. No entanto, não há medicamentos efetivos para a cura da doença, sendo o fornecimento de água segura o ponto fundamental de combate a essa parasitose.

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006), existem várias espécies de *Cryptosporidium*, nomeados de acordo com o hospedeiro mais comum. Por exemplo, *C. hominis* é encontrado em humanos, *C. parvum* em mamíferos, *C. felis* em gatos, *C. canis* em cães, entre outros. O *C. parvum* pode ser transmitido de animais para humano e vice-versa, assim como entre diferentes espécies de animais. As várias espécies de *Cryptosporidium* possuem comprimento e largura diferentes (Carey *et al.*, 2004), porém, de modo geral o diâmetro está em torno de 4 e 6 μm (Figura 3.1 D).

Em geral as infecções em humanos são causadas pelas espécies *C. hominis* e *C. parvum*. Outras espécies que ocasionalmente ocorrem em indivíduos imunocompetentes são o *C. meleagridis*, o *C. felis* e o *C. canis*. Espécies que foram encontradas em indivíduos imunodeprimidos são o *C. muris/andersoni* e uma espécie que infecta cervos e suínos.

Outro protozoário de importância para a saúde pública é a *Giardia intestinalis,* conhecida também como *G. duodenalis* ou *G. lamblia.* A *Giardia* é mencionada nesse estudo, pois a sua forma infectante (cisto) se assemelha com o oocisto de *Cryptosporidium* devido à sua resistência e dimensões reduzidas (8 a 12 μm). Entretanto, o oocisto de *Cryptosporidium* é mais resistente e possui dimensões menores, o que o torna mais crítico.

3.1.1. Risco à saúde pública e surtos de criptosporidiose

A criptosporidiose é caracterizada principalmente por diarréia aguda, dores abdominais, vômitos, náuseas, perda de apetite e peso, febre, fatiga. Em pessoas imunocompetentes a doença dura em média 10 dias, porém, em imunodeprimidos causa enterite grave e pode atingir os pulmões, trato biliar, causar infecção generalizada e levar esses pacientes à morte (BRASIL, 2005).

A taxa de mortalidade devido à criptosporidiose para pacientes imunocompetentes é baixa: 1 a cada 100 mil pacientes. Porém, atinge de 10 a 15% dos pacientes aidéticos e é fatal para 50% dos casos (Clifford *et al.*, 1990, *apud* WHO, 2006). Os grupos de risco são crianças menores de 2 anos, pessoas que têm contato com animais, viajantes, pacientes HIV positivos (BRASIL, 2005), pacientes em quimioterapia e transplantados (Carey *et al.*, 2004).

O primeiro surto documentado de criptosporidiose ocorreu em 1984 em San Antonio, Texas, EUA (Daniel *et al.,* 2001). Porém, as atenções se voltaram com maior preocupação para a criptosporidiose a partir de 1993, quando 403.000 habitantes da cidade de Milwaukee, EUA foram infectados, 4.400 hospitalizados e houve 100 óbitos (WHO, 2006; Rose *et al.,* 2002). O surto foi atribuído à contaminação do Lago Michigan por oocistos de *Cryptosporidium* excretados por gado infectado. Esses oocistos foram levados ao lago após fortes chuvas, não sendo retidos pelo sistema de tratamento de água da cidade, realizado por filtração (Mac Kenzie *et al.*, 1994). Segundo Craun *et al*. (1998), outro fato agravante foi o controle inadequado da dosagem do novo coagulante usado no tratamento de água.

Craun *et al*. (1998) relatam outros surtos de criptosporidiose ocorridos no Canadá, EUA e Reino Unido. Os surtos canadenses estavam associados ao abastecimento da população com água superficial não filtrada e o início da operação de filtros em uma ETA. Na mesma época do surto em Milwaukee, ocorreu o surto em Kitchener-Waterloo, Canadá, com pelo menos 23.900 casos de gastrenterite aguda e 193 casos de criptosporidiose confirmados em laboratório.

Dos 19 surtos americanos, dez ocorreram devido, basicamente, à contaminação de poços artesianos, lagos e rios, ineficiência dos tratamentos da água. Os autores citam também 21

surtos ocorridos no Reino Unido, em dois deles a água de abastecimento era tratada com a filtração lenta em areia.

No surto de North Humberside, Inglaterra, o tratamento da água de rio era feito com filtração rápida e lenta, porém devido aos picos de demanda e intensas chuvas no mês de dezembro de 1989, o fluxo de água foi desviado da filtração lenta sendo tratado apenas por meio da filtração rápida. Nesse incidente, 477 casos da doença foram confirmados em North Humberside. Em outra cidade inglesa, Bradford, o surto ocorreu por causa das fortes chuvas na região, a filtração lenta foi colocada em funcionamento antes da realização rotineira de sua manutenção, o que levou ao aumento da turbidez e cor da água tratada e passagem de oocistos de *Cryptosporidium*. Nesse surto de Bradford, 125 pessoas foram infectadas e 7 hospitalizadas (Craun *et al*.,1998).

Em Ogose, Japão, houve um grande surto de criptosporidiose em 1996, em que 9.000 pessoas foram infectadas. A causa direta do surto foi o tratamento ineficiente da água de abastecimento que não removeu totalmente os oocistos de *Cryptosporidium*. Segundo Suwa e Suzuki (2001), o tratamento de esgoto ineficiente em relação a oocistos também contribuiu para o surto. Como havia pequenas estações de tratamento de esgoto (ETE) que despejavam o efluente tratado a montante da captação da ETA, criou-se um ciclo de esgoto, água e oocistos no rio que aumentou a incidência da doença na população.

Haas e Rose (1995) compararam informações sobre concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* em amostras de água tratada coletadas durante surtos de criptosporidiose. Em apenas 1% das amostras de água tratada e distribuída para população foram detectados mais de 30 oocistos/100 L. Em 74% das amostras de água tratada foram detectados menos de 10 oocistos/100 L, valor abaixo do proposto pelos autores para a ocorrência de surtos (entre 10 e 30 oocistos/100 L).

No Reino Unido foram detectadas concentrações entre 0,4 e 286 oocistos/100 L em onze amostras de água potável entre 1990 e 1993 que não resultaram na ocorrência da doença (Craun *et al*, 1998). Uma hipótese levantada pelos autores para essa contradição é que a concentração de oocistos detectada nas amostras de água e a ocorrência da doença não apresentaram associação em função dos métodos analíticos usados até aquele momento.

Surtos de criptosporidiose têm sido relatados em todos os continentes. Na Ásia, por exemplo, a taxa da doença varia entre 2 a 20% da população e na Índia entre 4 a 13% dos habitantes (Nath *et al*., 1999 *apud* Rose *et al.,* 2002). Em países desenvolvidos este número é bem menor, de 1 a 4,5%.

Em vários países, principalmente em países em desenvolvimento, os levantamentos sobre a criptosporidiose são esporádicos e geralmente estão ligados a estudos especializados (Rose *et al.*, 2002). Esse é o caso do Brasil e não há muitos dados oficiais sobre a ocorrência de criptosporidiose, provavelmente devido à dificuldade e custos elevados de análises para detecção do protozoário em questão. Há informações sobre doenças infecciosas e parasitárias (DIP) em geral, que vão desde doenças imunopreveníveis, aquelas que possuem imunização por vacina, até a AIDS, incluída neste grupo de doenças pelo Ministério da Saúde a partir de 1996.

Em 1999 as DIPs ocupavam o quinto lugar, responsável por 5,8% de óbitos no País, sendo 12% dos óbitos causados por protozoários (Figura 3.2). Em 2004 as DIPs caíram para a sétima posição como principal causa de mortalidade, com 4,5% dos casos de óbito no Brasil, de acordo com a Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS, 2007).

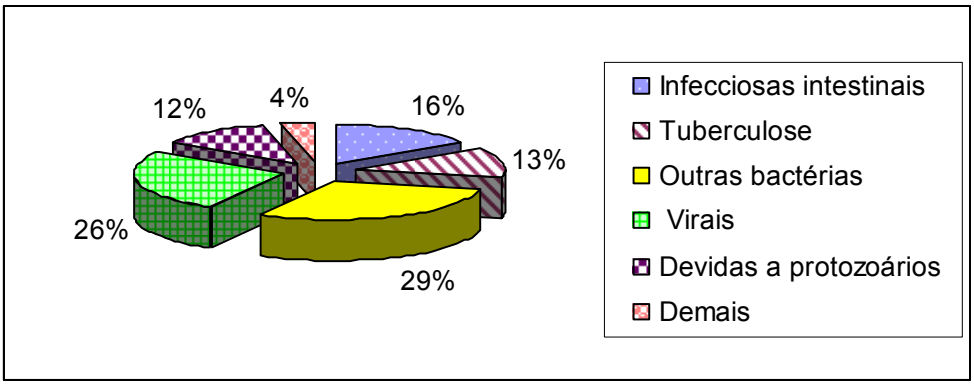


Figura 3.2: Proporção de óbitos causada por doenças infecciosas e parasitárias (DIP) no Brasil em 1999 (Mello Jorge *et al.,* 2001).

As taxas de mortalidade devido as DIPs apresentaram declínio de 22% entre 1999 e 2004. Mello Jorge *et al.* (2001) atribuíram essa queda, principalmente, às campanhas nacionais de vacinação, melhoria no saneamento básico, ações educativas junto à população como o uso de soro caseiro para tratar a desidratação decorrente de diarréia, entre outros fatores.

Em 2003 houve 2.913 óbitos em crianças menores de 5 anos devido à diarréia aguda, o que significa 4,3% das mortes naquele ano. Certamente não se pode generalizar todas as doenças parasitárias ou diarréias agudas como sendo causadas pelo *Cryptosporidium*. Porém, pode-se especular que este parasita pode ser responsável por boa parcela das mortes apontadas acima, pois é um protozoário persistente no ambiente e aparentemente comum em águas superficiais (Franco *et al*., 2001; Heller *et al*., 2004).

Estudos feitos no Brasil apontam a presença de oocistos de *Cryptosporidium* em vários corpos d'água superficiais. Franco *et al*. (2001) encontraram (oo)cistos de *Giardia* e de *Cryptosporidium* em todas as amostras de água do Rio Atibaia (Campinas-SP), coletadas em um período de três semanas subseqüentes. Os autores atribuem essa contaminação aos despejos de esgotos com e sem tratamento no corpo d'água e às intensas chuvas que precederam as coletas (os valores de turbidez das amostras eram de 32 a 48 UT). Heller *et al*. (2004) relatam a presença de *Giardia* e *Cryptosporidium* em concentrações elevadas em dois mananciais de abastecimento da cidade de Viçosa-MG. Os valores encontrados de 4-7 cistos/L e 6-20 oocistos/L são compatíveis com mananciais poluídos. Em eventos de pico foram encontrados nos dois mananciais 140 cistos/L e 510 oocistos/L, valores usualmente detectados em esgotos sanitários.

A baixa dose necessária para causar a infecção, juntamente com a alta produção de oocistos pelos hospedeiros, pode levar a rápida disseminação da doença mesmo em baixas concentrações. Sabe-se que um hospedeiro na sua fase infecciosa pode excretar durante semanas em cada grama de fezes de 10^6 a 10^{11} oocistos de *Cryptosporidium* (Rose *et al.,* 2002).

Em um estudo realizado por Dupont *et al*. (1995) com voluntários adultos e saudáveis, foi estimada uma dose média de 132 oocistos de *Cryptosporidium* para infectar uma pessoa. Entretanto, segundo Haas e Rose (1994, *apud* Carey *et al*., 2004), um modelo matemático baseado no surto de Milwaukee aponta pacientes que desenvolveram a criptosporidiose após ingerir apenas um oocisto.

O levantamento realizado por Craun *et al* (1998) sobre os surtos ocorridos nos EUA, Reino Unido e Canadá permitiu a identificação das principais causas. As maiores incidências da doença estavam ligadas à contaminação de águas subterrâneas tratadas. Metade dos surtos

ocorridos nos EUA é associada com água subterrânea contaminada. Outras causas estavam ligadas à coagulação e/ou filtração inadequadas, à operação e monitoramento inadequados da filtração, ao "by-pass" na filtração, à contaminação de águas superficiais usadas para abastecimento e reciclagem direta de água de lavagem de filtros para a estação de tratamento.

Segundo Craun *et al* (1998), investigadores do surto de 1992 em North Warrington, Reino Unido, concluíram que a causa do surto de criptosporidiose fora a contaminação da água subterrânea que abastecia a população devido a um período intenso de chuvas. Baixas doses de oocistos foram responsáveis pela infecção sintomática de cerca de 1.840 pessoas. A incidência da doença neste surto foi oito vezes maior do que em surtos ocorridos em 1988 (Swindon/Oxfordshire, Inglaterra e Ayrshire, Escócia) associados à água superficial contaminada (Frost *et al.*, 1997).

Nos surtos associados à água subterrânea, as principais causas levantadas foram a proteção inadequada dos poços de água contra esgoto e escoamento de água contaminada e a localização dos poços, que estavam próximos a rios ou lagos contaminados. No caso dos surtos relacionados à água superficial, as origens de contaminação eram o despejo de esgoto doméstico e o escoamento de águas provindas de áreas agrícolas, principalmente pastagens ou locais em que esterco contaminado havia sido aplicado no solo (Craun *et al*., 1998; Fricker *et al.*, 2002)

No estudo feito sobre o surto de North Warrington, Reino Unido, destaca-se a questão da imunidade ao *Cryptosporidium*. O termo imunidade refere-se à capacidade que um indivíduo tem de resistir às doenças. Os investigadores do surto sugeriram que os sistemas imunológicos dos residentes deveriam estar fracos para doenças de veiculação hídrica, pois estavam acostumados a consumir água de poços profundos de excelente qualidade. Outro fato que reforça a idéia de imunidade adquirida é a criptosporidiose também ser conhecida como diarréia de viajante. Craun *et al.* (1998) e Frost *et al.* (1997) levantaram a hipótese de que os habitantes locais podem ter adquirido imunidade devido à contaminação esporádica da água com baixas doses de oocistos, enquanto que viajantes não estão acostumados a serem expostos ao patógeno.

Frost *et al.* (1997) alertam para um problema que pode caso a imunidade adquirida ocorra. Os autores dizem que ao melhorar os processos de tratamento de água, proteger adequadamente os corpos d'água e melhorar a qualidade da água, os surtos de criptosporidiose podem até se intensificar pois as pessoas estariam com seu sistema imunológico fraco devido a ausência de baixas e ocasionais doses de oocistos. Essa é uma preocupação contraditória, porém é necessário que os esforços e os estudos para uma maior compreensão sobre esse e outros microrganismos, sua inativação/remoção e tratamentos da doença avancem para que não constituam risco elevado para a população.

3.1.2. *Cryptosporidium* no tratamento de água

O conceito de múltiplas barreiras é de grande importância na produção de água para abastecimento e doenças de veiculação hídrica. Cada unidade de tratamento constitui uma barreira para a sobrevivência de microrganismos. Entretanto, a primeira barreira ocorre antes mesmo da captação da água e é de responsabilidade de todos: a proteção do manancial. No caso de ocorrerem falhas em alguma das barreiras, a falha poderá ser compensada pela operação eficiente das demais (LeChevallier e Au, 2004).

A inativação de microrganismos por meio de agentes físicos e/ou químicos no tratamento de água é denominada desinfecção. Geralmente, esse processo ocorre ao final da seqüência de tratamento no caso de águas superficiais ou é empregado como única etapa de tratamento no caso de águas subterrâneas. Os agentes químicos, particularmente o cloro em suas diversas formas, são os produtos mais utilizados para inativação de microrganismos em função da produção de residuais para o controle de biofilme na rede de distribuição, proteção contra a contaminação da água tratada, custo e complexidade operacional.

Segundo Daniel *et al*. (2001) os agentes químicos geralmente agem por meio de dois mecanismos preponderantes: oxidação e difusão. Primeiramente ocorre a oxidação em que há a ruptura da parede celular do microrganismo e depois, a difusão, que acontece no interior das células, em que a atividade celular é prejudicada pelo agente desinfetante que inativa enzimas ou interfere na biossíntese e crescimento do organismo.

No caso dos oocistos de *Cryptosporidium*, pela sua estrutura robusta composta por duas camadas, a oxidação é ineficiente, o que inviabiliza a difusão. Com isso, para inativar os

oocistos são necessários altas concentrações e/ou elevados tempos de contato, quando comparados a outros patógenos. A Tabela 3.2 exemplifica esse fenômeno ao mostrar valores de CT (produto entre concentração do desinfetante e tempo de contato) para inativação de diversos microrganismos por diferentes métodos de desinfecção.

Observando a Tabela 3.1, os valores necessários para inativar bactérias e vírus são bem inferiores aos de protozoários. Esse comportamento se repete em todos os processos de desinfecção com exceção do processo que usa cloramina, pois apresenta valores altos de CT tanto para protozoários como para vírus. Dentre os tratamentos apresentados na Tabela 3.2, o ozônio, por ser um oxidante mais forte, se mostra mais eficiente na inativação de (oo)cistos apresentando valores menores de CT.

Tabela 3.1: Valores de CT (mg. min/L) e inativação de microrganismos, Di Bernardo e Dantas (2005).

Microrganismo	Cloro livre	Cloramina (pH de 8 a 9)	Dióxido de cloro (pH de 6 a 7)	Ozônio (pH de 6 a 7)
Escherichia coli	0,034 a 0,05	95 a 180	0,4 a 0,75	0,02
Poliovírus 1	1,1 a 2,5	768 a 3740	0,2 a 6,7	0,1 a 0,2
Rotavírus	0,01 a 0,05	3806 a 6476	0,2 a 2,1	0,0006 a 0,06
Cisto de *Giardia lamblia*	47 a 150	2200[a]	26[a]	0,5 a 0,6
Cisto de *Giardia muris*	30 a 630	1400	7,2 a 18,5	1,8 a 2,0
Oocisto de *Cryptosporidium parvum*	7200[b]	7200[c]	78[c]	5 a 10[b]

(a) inativação de 3 log; (b) inativação de 2 log a temperatura de 25ºC;
(c) inativação de 1 log a temperatura de 25ºC

O cisto de *Giardia,* apesar de ser resistente e persistente no ambiente por meses, é passível de inativação com uma concentração alta de desinfetante e tempo de contato (Korich *et al*, 1990). Porém, os métodos usuais citados a seguir, não são eficazes para os oocistos de *Cryptosporidium*, tendo em vista que a parede destes é mais resistente do que os cistos de *Giardia.*

O método mais comum de desinfecção em todo o mundo é a adição de cloro (gás ou líquido) na água, processo chamado de cloração. Por ser um oxidante forte, assim como ocorre com outros desinfetantes químicos, a adição de cloro pode implicar na formação de

subprodutos da desinfecção nocivos à saúde humana. No caso da cloração de águas contendo matéria orgânica há formação de trihalometanos (THMs), como por exemplo o clorofórmio, que são considerados substâncias cancerígenas.

Os processos alternativos de desinfecção da água são aqueles que evitam a formação de THM por não utilizar cloro livre, tais como: cloraminas (cloro combinado), dióxido de cloro, ozonização, permanganato de potássio, peróxido de hidrogênio, cloreto de bromo, bromo, iodo, íon ferrato, alto pH e radiação ultravioleta. Contudo, cada desinfetante também apresenta alguma desvantagem: a cloramina é um desinfetante mais fraco que o cloro livre; o dióxido de cloro produz cloritos e cloratos como subprodutos, bem como outras espécies aniônicas, cujos efeitos à saúde ainda são desconhecidos, o ozônio e a radiação UV não deixam doses residuais.

A cloração tem pequeno impacto na inativação de oocistos de *Cryptosporidium* nas doses usadas no tratamento de água. Gyürék *et al*. (1996, *apud* USEPA, 1999a) não observaram praticamente nenhuma inativação de oocistos quando estes foram expostos a cloro livre em concentrações variando entre 5 e 80 mg/L em pH igual a 8, temperatura de 22ºC e tempo de contato entre 48 e 245 minutos. Gyürék e colaboradores aumentaram o CT de 3.000 para 4.000 mg.min/L para alcançar 1 log de inativação de *Cryptosporidium* em pH 6 e temperatura de 22ºC.

O ozônio e a radiação ultravioleta (UV) têm se destacado por serem mais eficientes na inativação de protozoários. Pequenas doses de UV (de 1 a 9 mJ/cm²) promoveram de 2 a 4 log de remoção de (oo)cistos (Linden *et al.,* 2002 *apud* Rose e Betancourt, 2004). De acordo com a Tabela 3.2, para inativar 2 log de oocistos são necessários de 5 a 10 mg.min/L de ozônio. A ozonização produz radicais livres que atacam a parede e o DNA dos oocistos de *Cryptosporidium*, inativando-os.

Existem mais de 2000 ETAs no mundo que usam a ozonização como processo de desinfecção e mais de 40 ETAs foram construídas nos EUA no final do século passado (Betancourt e Rose, 2004). A maior estação do mundo que faz uso da ozonização para tratamento de água está localizada na cidade de Los Angeles, EUA, com capacidade para 544 kg ozônio/dia ou 2,3 x 10^6 m³/d de água tratada (Najm e Trussell, 1999).

Najm e Trussell (1999) relatam a necessidade de um tempo de contato entre 8 e 12 minutos e doses de ozônio de 0,5 a 2 mg/L para inativar cistos de *Giardia*. Porém, para inativar oocistos de *Cryptosporidium* é necessário adequar os tanques de contato para um CT maior, o que significa um tempo de contato mais longo ou doses mais elevadas de ozônio. Essas mudanças podem trazer dificuldades, pois aumentam consideravelmente o custo com o ozônio e o perigo aos operadores com a volatilização do ozônio após a saída do efluente do tanque de contato.

Rennecker *et al.* (2001) avaliaram a inativação de oocistos pela desinfecção combinada de ozônio e monocloramina. Após passar pela ozonização (CT=0,7 mg.min/L, pH 7, 20ºC), a água foi exposta a monocloramina (pH 8, 20ºC). Os autores observaram que a taxa de inativação com os desinfetantes combinados era 2,5 maior do que só com monocloramina.

Ortega e Adam (1997) relatam que os cistos de *Giardia* podem ser inativados pela exposição a ozônio e halogênios, porém, os autores sugerem a filtração como tratamento efetivo para remoção de (oo)cistos da água bruta. Com o que foi exposto sobre os desinfetantes, conclui-se que a desinfecção da forma que é comumente usada não é um processo eficaz para inativar oocistos de *Cryptosporidium*. Assim, é preciso colocar outras barreiras para minimizar a probabilidade de contaminação da população atendida, sendo necessário remover os oocistos de *Cryptosporidium* da água, não importando se eles foram inativados ou não.

Os oocistos de *Cryptosporidium* podem ser considerados como partículas (LeChevallier e Au, 2004), devido à dimensão reduzida e por não possuir mobilidade. Assim, a filtração, sendo um processo usado para remover partículas durante a passagem da água por uma estrutura repleta de poros é um processo indicado para remover os oocistos, produzindo efluentes mais seguros para o consumo humano.

O meio filtrante dos filtros pode ser constituído de vários materiais: areia, terra diatomáceas, antracito ou a combinação desses. Existem dois tipos de filtração, basicamente, que dependem do tratamento que o precede, taxa de filtração adotada, entre outros. A filtração rápida necessita de tratamento prévio com coagulantes para a formação de flocos (etapa de grande importância), já na filtração lenta não é preciso adicionar produtos químicos. A taxa de filtração na filtração rápida pode variar de 120 a 600

$m^3/m^2.d$, enquanto que na filtração lenta a taxa não passa de 6 $m^3/m^2.d$ (Di Bernardo, 1993).

A escolha entre um tipo ou outro de filtração leva em conta vários fatores, como por exemplo, a qualidade do afluente (cor verdadeira, turbidez, algas, sólidos em suspensão, ferro, etc.), disponibilidade de área, possibilidade de emprego de produtos químicos, capacitação de pessoal.

Em um estudo comparativo entre filtro convencional, ou seja, rápido (com antracito) e biofiltros (um com antracito e outro com carvão ativado granular), Amburgey *et al.* (2005) observaram que os biofiltros eram mais eficientes que o filtro convencional na remoção de oocistos (remoção de 2,1 log contra 1,7 log). A uma temperatura de 24ºC a remoção de oocistos no biofiltro foi 41% maior que a do filtro convencional, enquanto que em temperatura mais baixa (11ºC) não foi relatada diferença na remoção, provavelmente devido à diminuição da atividade microbiológica nos biofiltros.

Nieminski e Ongerth (1995) relataram a remoção máxima de 2,88 log (2,79 ± 0,19 log) de oocistos em filtração direta em escala real e 3,78 log (2,97 ± 0,89 log) em experimentos realizados em filtração direta com filtro de camada dupla em escala piloto. Payment e Franco (1993) observaram remoções de oocistos de 3,8 log apenas com coagulação, floculação e sedimentação em uma ETA convencional. Após a passagem pela filtração rápida, a remoção chegou a 4,6 log. Em outra ETA convencional, States *et al.* (1997) reportam remoções de oocistos entre 0,8 e 1,3 log antes do processo de filtração e 1,7 a 3,6 log após a filtração rápida.

Hashimoto *et al*. (2001) analisaram amostras de uma ETA convencional bem operada que tratava água contaminada por protozoários em níveis de 100 (oo)cistos/L. Após os processos de coagulação, floculação, sedimentação e filtração rápida houve remoções de 2,5 log tanto para oocistos de *Cryptosporidium* quanto para cistos de *Giardia*. A turbidez das amostras com e sem a presença de (oo)cistos apresentou valores médios similares (0,17 UT). Por isso, a turbidez não foi considerada um bom indicador da remoção de protozoários neste estudo.

Fernandes (2007) realizou experimentos em escala piloto usando sulfato de alumínio como coagulante e obteve remoções de oocistos entre 1,4 e 3,2 log durante a operação regular de filtros descendentes de camada dupla (areia e antracito). O autor observou que os experimentos realizados com valores de pH de coagulação em torno de 5, foram mais eficientes na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

De forma geral, comparando com os métodos de desinfecção, a filtração rápida produz melhores resultados em relação à eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Contudo, neste estudo é enfocada a filtração lenta, cujos resultados de remoção de microrganismos em geral têm se mostrado satisfatórios.

3.3. FILTRAÇÃO LENTA

A tecnologia da filtração lenta não é nova, porém o interesse por esse tipo de filtração vem crescendo devido a sua capacidade em remover microrganismos e pela simplicidade de operação e manutenção que a torna competitiva e atraente. O texto seguinte visa dar um panorama geral sobre a filtração lenta e a pré-filtração em pedregulho para então seguir com a revisão da sua aplicação na remoção de patógenos, com ênfase na remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

3.2.1. Histórico

O primeiro filtro lento usado para o tratamento de água que se tem notícia foi projetado e construído por John Gibb em Paisley, Escócia, em 1804. Após aprimoramentos, o método foi adotado como tratamento de água para abastecimento público em 1829 pela Companhia de Água de Chelsea em Londres (Huisman e Wood, 1974).

Naquela época, a existência de microrganismos e a transmissão de doenças por via hídrica eram desconhecidas e a filtração lenta era considerada apenas um processo eficiente de remoção de sólidos e turbidez. Porém, em 1854, Londres sofreu uma grande epidemia de cólera e constatou-se que a causa era o consumo de água de um poço contaminado por esgoto. A partir de então, iniciou-se uma busca pelo conhecimento sobre microrganismos, doenças de veiculação hídrica e tratamentos eficientes da água para abastecimento.

A importância da filtração lenta na remoção de microrganismos patogênicos foi evidenciada na epidemia de cólera de 1892, em Hamburgo, Alemanha. A cidade era suprida pelo rio Elba após passar apenas pelo processo de sedimentação. Quando o rio foi contaminado por esgotos oriundos de um acampamento de imigrantes, Hamburgo sofreu uma epidemia de cólera que matou mais de 7.500 habitantes. A cidade a jusante dos despejos de esgoto de Hamburgo, Altona, deveria ter sofrido uma epidemia ainda pior. Porém, as águas captadas do rio eram tratadas com filtração lenta e Altona escapou quase ilesa. Os casos de cólera que ocorreram nesta cidade foram atribuídos às contaminações ocorridas em Hamburgo (Logsdon *et al.,* 2002 e Huisman e Wood, 1974).

Entretanto, como as instalações de filtração lenta ocupam grandes áreas e sua aplicação é limitada a águas de relativa boa qualidade, com a deterioração dos corpos d'água, o advento da coagulação, sedimentação, filtração rápida e cloração, no início do século XX e para acompanhar o crescimento das cidades, a filtração lenta foi sendo substituída pelo tratamento convencional. De acordo com Wegelin (1996), em 1940 havia nos EUA cerca de 2.275 estações de tratamento com filtração rápida contra 100 estações com filtração lenta.

Na Europa a filtração lenta é bem difundida, sendo que no Reino Unido, em 1980, a filtração lenta era responsável por cerca de 27,6 % do total da água tratada como processo único de filtração ou em combinação com filtros rápidos e mais de 70% da água tratada possuía a filtração lenta como processo secundário de tratamento (Mbwette e Graham, 1987 *apud* Paterniani e Conceição, 2004). Schuler *et al.* (1991) relataram que em Londres, 80% da água que abastece a população era tratada por filtração lenta.

No Brasil, até a década de 70 a filtração lenta foi empregada em algumas cidades, porém com a degradação dos mananciais e a influência americana, a maioria das estações foram reformadas e convertidas em ETAs convencionais com coagulação química e filtração rápida (Di Bernardo e Dantas, 2005).

No entanto, com o crescente interesse na remoção de patógenos, a filtração lenta começou a ser investigada em relação à remoção de vírus, cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*. A grande vantagem da filtração lenta é a simplicidade e o baixo custo de operação, requisitos impostos por pequenas comunidades. Outro ponto a ser observado é a

ineficiência de processos de desinfecção que usam cloro, comumente usados no País, na inativação de oocistos de *Cryptosporidium*.

3.2.2. Características gerais da filtração lenta

O filtro lento tenta reproduzir a natureza quando águas impuras percolam camadas de areia e se tornam água potável de boa qualidade em um aqüífero (Wegelin, 1996). Haarhoff e Cleasby (1991) destacam as principais características de um filtro lento como sendo as baixas taxas de filtração, o que significa longo tempo de detenção, o uso de uma camada única de areia fina como meio filtrante, a ausência de coagulantes e pré-cloração.

O "layout" do filtro lento é simples (Figura 3.3), constitui-se de uma câmara aberta ou coberta onde é depositada uma camada suporte de pedregulho e uma camada única de areia. O fluxo em geral é descendente e a água percola o meio filtrante por gravidade. O nível da água afluente sobre o filtro pode ser constante ou variável. A taxa de filtração pode ser fixa, declinante ou variável. O filtrado é então coletado e encaminhado por drenos dispostos abaixo da camada suporte para o tanque de contato para proceder-se a desinfecção.

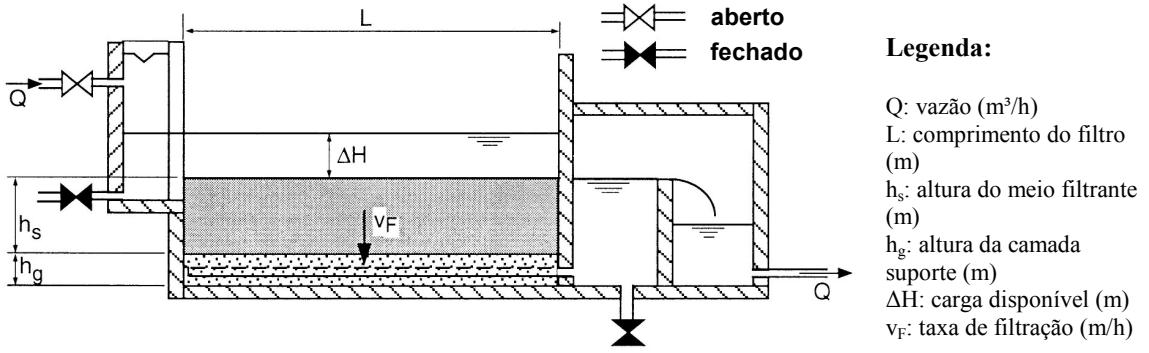


Figura 3.3: Esquema de um filtro lento (Wegelin 1996, modificado).

A operação e manutenção de um filtro lento é fácil e relativamente simples. As atividades de um operador são basicamente as análises de qualidade da água e medições periódicas (turbidez, análises microbiológicas, vazão, perda de carga, entre outros), limpeza do filtro quando atingir a perda de carga máxima de projeto (Wegelin, 1996), reposição de material

filtrante quando o meio estiver 30 a 60 cm mais baixo (Letterman, 1991), dependendo do projeto.

O tempo entre duas limpezas subseqüentes é chamado de carreira de filtração. A duração da carreira de um filtro lento quando bem operado é de 1 a 3 meses. A duração depende da qualidade da água afluente e da disponibilidade de perda de carga. Altos valores de turbidez colmatarão rapidamente a superfície do meio filtrante e interferirão nos processos biológicos do tratamento.

3.2.2. Mecanismos de remoção na Filtração Lenta

Os mecanismos de remoção de patógenos no filtro lento ainda não estão totalmente esclarecidos apesar de vários estudos terem sido realizados para elucidar essas questões. Sabe-se que os mecanismos de remoção da filtração lenta são predominantemente físicos e biológicos, ao contrário da filtração rápida em que agem os mecanismos físico-químicos.

A seguir são apresentados os principais mecanismos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pela filtração lenta estudados até o momento. É abordado também o mecanismo de remoção do pré-filtro de pedregulho, predominantemente o mecanismo físico.

3.2.2.1. Mecanismos Biológicos

De acordo com Haarhoff e Cleasby (1991) os principais mecanismos biológicos de remoção de microrganismos na filtração lenta são: a predação, o consumo por saprófitos, morte ou inativação natural, desinfecção pela radiação solar, e o efeito bactericida das algas.

O consumo por saprófitos ocorre naturalmente, pois esses organismos sobrevivem pela ingestão de detritos e matérias orgânicas mortas. Outro mecanismo natural é a morte ou inativação dos microrganismos, visto que eles não estão em seu habitat natural e por isso sofrem estresses ambientais que podem inativá-los.

A respeito dos mecanismos biológicos provocados pelo ambiente a que os microrganismos estão submetidos, o sol é um agente importante na inativação. A camada de água acima do meio de areia recebe luz solar e os microrganismos podem ser inativados pela radiação ultravioleta, pela luz visível, pelo calor proveniente do sol, e pelos efeitos sinergéticos dos mesmos.

A radiação solar (SODIS, do inglês "Solar Disinfection") pode inativar os patógenos de três formas:.(i) absorção da radiação UV-A pelo DNA do microrganismo, que pode prejudicar a duplicação do DNA ou causar mutações; (ii) absorção de UV pela matéria orgânica que pode induzir reações fotoquímicas e criar oxidantes como O^{2-}, H_2O_2, OH^-, que são desinfetantes; (iii) aumento da temperatura da água por causa da absorção de raios vermelhos e infravermelhos que causam a desnaturação dos microrganismos (Oates *et al.,* 2003).

Sob condições adequadas (exposição média de 5 horas com pico de intensidade de 752 W/m²), Oates *et al.* (2003) observaram a completa inativação de coliformes totais, *Escherichia coli* e bactérias produtoras de H_2S (*Clostridium perfringens*) com um dia de exposição à radiação solar. Porém, sob condições mais adversas de clima e temperatura, a inativação de 100% dos microrganismos citados se deu em dois dias de exposição à radiação solar.

O mecanismo de desinfecção por radiação solar pode ocorrer na coluna de água que se forma acima do meio filtrante em um filtro lento. Os motivos que favorecem a SODIS na filtração lenta são: (i) os filtros lentos são geralmente descobertos, permitindo a incidência da radiação solar; (ii) a turbidez da água afluente que é tratada pela filtração lenta precisa ser baixa para atender este pré-requisito da filtração lenta e (iii) o tempo de detenção da água no filtro lento é longo e, dependendo da taxa de filtração adotada, o tempo de detenção supera 6 horas de exposição à radiação.

Em relação ao efeito bactericida das algas, estudos em lagoas de estabilização mostram que produtos extracelulares das algas aumentam a mortalidade das bactérias. Contudo, Haarhoff e Cleasby (1991) acreditam que esse mecanismo não deve ter grande importância

em filtração lenta devido ao curto tempo de contato em comparação com o tempo de detenção em lagoas de estabilização.

Outros estudos apontam os polímeros produzidos pelos microrganismos em geral como agentes coagulantes que auxiliam na aderência de partículas ao desestabilizá-las (Bellamy *et al.,* 1985b). Esse assunto, que é considerado como um mecanismo físico-químico será abordado no item 3.2.2.2.

Finalmente, a predação é um mecanismo natural que ocorre devido à variedade de espécies presente na camada biológica, ou "schmutzdecke". Como exemplo, pode-se citar a predação de algas por invertebrados bênticos e de bactérias por protozoários. A predação é um mecanismo que vem sendo estudado visto que a variada micro fauna presente na "schmutzdecke" pode conter predadores naturais de oocistos de *Cryptosporidium*.

A "schmutzdecke", palavra alemã que significa camada suja devido a sua cor escura que a diferencia do resto do meio filtrante, é a camada onde grande variedade de microrganismos se desenvolve a partir dos nutrientes da água que infiltra lentamente no meio filtrante. Estão presentes nessa camada bactérias, algas, protozoários, metazoários, entre outros microrganismos, além de partículas inertes e matéria orgânica. Segundo vários autores, é na "schmutzdecke" que ocorre o maior percentual de remoção de partículas e microrganismos.

Em relação à predação, Fayer *et al.* (2000) observaram que seis gêneros de rotíferos ingeriam oocistos de *Cryptosporidium parvum* artificialmente expostos a eles. Os rotíferos são da classe monogononta e vivem em lagos, água acumulada de chuvas e até mesmo em água salgada. O tamanho dos rotíferos varia de 100 a 1000 μm em comprimento. Para verificação, os autores adicionaram 2 x 10^4 oocistos em cada poço de 11 mm de diâmetro contendo 10 a 20 rotíferos e observaram a existência de oocistos de *C. parvum* dentro do intestino e estômago dos rotíferos (Figura 3.4).

Os microrganismos foram visualizados por microscópio dotado de fluorescência e com contraste de interferência diferencial. Fayer e colaboradores contaram mais de 25 oocistos dentro da espécie *Philodina* sp. e em média 5 a 15 oocistos. Após certo tempo da ingestão, outras espécies de rotíferos, *Euchlanis triquetra* e *Epiphanes brachionus,* foram

observadas expelindo bolos com mais de oito oocistos aglomerados em um material não identificado. Não se sabe se os oocistos sofreram digestão, porém, os autores acreditam que, mesmo que os oocistos não estivessem inativados, a remoção dos bolos excretados por filtração seria mais fácil, pois o bolo era de 20 a 30 vezes maior que um oocisto.

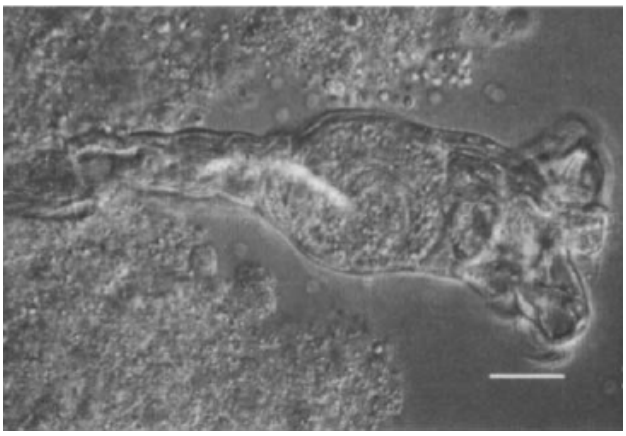


Figura 3.4: Imagens de *Philodina* (um tipo de rotífero) adquiridas por microscopia de contraste de interferência diferencial e por microscopia de fluorescência, contendo aproximadamente 25 oocistos de *C. parvum* em seu intestino. (Fayer *et al*., 2000)

Stott *et al.* (2003) também observaram a ingestão e excreção de bolos contendo oocistos por outros protozoários (*Paramecium* e *Stylonychia*) ao colocarem esses microrganismos em contato com concentrações conhecidas de oocistos. O *Paramecium* foi considerado capaz de flocular partículas ao secretar uma glicoproteína pegajosa ou ao excretar partículas ingeridas e ligadas por uma mucoproteína (Curds, 1963 *apud* Stott *et al*., 2003). Assim, os oocistos ingeridos e excretados poderiam flocular, o que auxiliaria na sua remoção física.

Outros organismos foram observados ingerindo oocistos de *Cryptosporidium*, como a *Acanthamoeba culbertsoni* e rotíferos, todos comumente encontrados nos ecossistemas aquáticos. No estudo de Stott *et al.* (2003), os protozoários ciliados se mostraram os maiores predadores de oocistos, ingerindo 9 ooc/*Paramecium* e 3 ooc/*Stylonychia*. Cada rotífero ingeriu no máximo 7 oocistos.

Outro estudo, realizado por Connelly *et al.* (2007) indica a diminuição do desencistamento e da capacidade de infectar dos oocistos de *Cryptosporidium* em 13% e 87%, respectivamente, devido à predação por *Daphnia pulicaria*. A *D. pulicaria* é um crustáceo invertebrado amplamente difundido e abundante em corpos d'água. Comunidades de *D.*

pulicaria são capazes de filtrar o volume de um lago inteiro em um dia (Cyr e Place, 1992 *apud* Connelly *et al.,* 2007).

Connelly *et al.* (2007) adicionaram (oo)cistos de *C. parvum* e *G. lamblia* (separadamente) em frascos contendo 66 mL de água sintética com *D. pulicaria* e *Selenastrum capricornutum* (alga verde usada nas culturas de *D. pulicaria*). Após 24 horas, os organismos *D. pulicaria* foram retirados e a suspensão restante foi concentrada para a análise de (oo)cistos. Foram analisados a viabilidade, o desencistamento e capacidade de infectar *in vitro* com células cancerosas.

A *D. pulicaria* foi capaz de ingerir (oo)cistos da água (Figura 3.5 A) na mesma taxa, e até a taxas superiores, que ingere seu alimento natural (*Selenastrum*). Os tamanhos similares dos (oo)cistos e *Selenastrum* parecem ter contribuído para esses resultados. Os autores observaram grandes rompimentos mecânicos da parede dos cistos de *G. lamblia*, como mostra a Figura 3.5 (B) em que o cisto do canto superior está intacto, já a parede do cisto do canto inferior aparece danificada. Contudo, isso não foi observado nos oocistos de *C. parvum*. A viabilidade de *G. lamblia* diminuiu 52% e o desencistamento aumentou 20% após 24 horas em contato com duas *D. pulicaria*. Estes dados significam que depois de repetidas ingestões e excreções pelas *D. pulicaria*, as parede dos cistos de *G. lamblia* foram danificadas a ponto de desencistar, porém os cistos estavam inviáveis devido aos danos sofridos com a digestão.

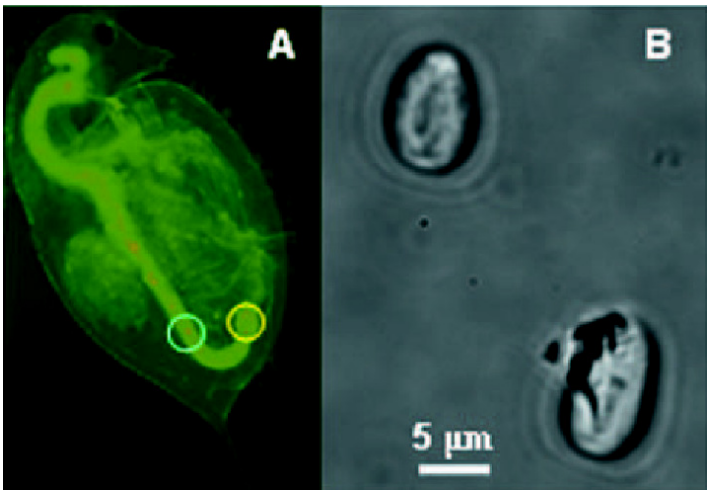


Figura 3.5: (A) Imagem de *Daphnia pulicaria* após a ingestão de cistos de *G. lamblia* (círculo azul) e oocistos de *C. parvum* (círculo amarelo). (B) Cistos de *G. lamblia* após 2 horas de exposição a *D. pulicaria.* (Connelly *et al*., 2007)

Connelly *et al.* (2007) também observaram uma significativa redução (87%) da capacidade de infectar do *C. parvum* em culturas *in vitro* após o contato com *D. pulicaria*. Os autores concluíram que esses resultados dão um grande suporte para o controle biológico de patógenos humanos por zôoplancton.

Hijnen *et al.* (2007) inocularam oocistos durante cerca de 100 dias na água que alimentava o filtro lento maduro de 2,56 m² e monitoraram o efluente por mais 184 dias, além de coletar amostras da areia em várias profundidades do filtro lento. Como as contagens de oocistos nos efluentes foram baixas (houve pouco traspasse) e houve um rápido decaimento de oocistos nas camadas de areia, os autores atribuíram esse desaparecimento de oocistos à predação.

Apesar da grande importância para o entendimento da predação como mecanismo biológico na remoção de oocistos na filtração lenta, os estudos citados aqui foram realizados de forma controlada, usando meios de cultura e expondo artificialmente os oocistos aos possíveis predadores. Já no caso da filtração lenta há outros organismos competindo pelo alimento, há também outros alimentos além dos oocistos de *Cryptosporidium*, o afluente possui características físico-químicas adversas do meio de cultura, entre outros interferentes. Dessa forma é preciso investigar o comportamento dos organismos e dos oocistos de *Cryptosporidium* no filtro lento para avaliar o mecanismo de predação.

A Tabela 3.2 apresenta um resumo com os principais organismos que vêm sendo apontados como predadores de oocistos de *Cryptosporidium*, além da quantidade observada de oocistos ingeridos e as respectivas referências.

Os estudos apresentados relatam que os (oo)cistos de *Giardia* e *Cryptosporidium* são expelidos após certo tempo da ingestão. Entretanto, apenas Connelly *et al.* (2007) avaliaram a viabilidade dos (oo)cistos excretados. Fayer *et al.* (2000) demonstram a preocupação a respeito dos danos provocados às paredes dos oocistos pelas enzimas presentes no sistema digestivo dos predadores. Tanto Stott *et al.* (2003) quanto Fayer *et al.* (2000) apontam para a possibilidade de floculação dos (oo)cistos excretados devido as secreções expelidas pelos predadores e possível remoção física devido a posterior tratamento por filtração.

Tabela 3.2: Exemplo de diferentes tipos de organismos capazes de ingerir oocistos de *Cryptosporidium* (Stott *et al*., 2003, Fayer *et al*., 2000 e Connelly *et al*., 2007)

Organismos	Quantidade de oocistos de *Cryptosporidium* ingerida por organismo	Referências
Ciliata (ciliados): • *Paramecium caudatum* • *Stylonychia mytilus* • Protozoário ciliado não identificado de "wetland" Rhyzopoda (amebas): • *Acanthamoeba culberstoni* Rotatoria (rotíferos)	 0 a 9 0 a 3 0 a 3 1,8 0 a 7	Stott *et al.*, 2003*
Rotatoria (rotíferos): • *Philodina* sp. • *Euchlanis triquetra* • *Brachionus quadridentatus* • *Epiphanes brachionus* • *Monstyla* sp. • *Asplanchna* sp.	5 a 15 Não identificado Não identificado Não identificado Não identificado Não identificado	Fayer *et al.*, 2000
Crustacea (crustáceos): *Daphnia pulicaria*	Dado não relatado	Connelly *et al.*, 2007

*: a ingestão de oocistos de *Cryptosporidium* pelos organismos foi monitorada com três níveis de concentração inicial de oocistos diferentes e a ingestão variou de acordo com a quantidade de oocistos disponível.

3.2.2.2. Mecanismos físico-químicos

Assim como os mecanismos biológicos, os mecanismos físico-químicos que atuam na filtração lenta também não foram completamente compreendidos. Por isso é comum extrapolar os conceitos da filtração rápida para a filtração lenta (Haarhoff e Cleasby, 1991). Dessa forma, vários autores citam os mecanismos de transporte e aderência como mecanismos presentes na filtração lenta: ação de coar, interceptação pelo material filtrante, sedimentação, difusão (Haarhoff e Cleasby, 1991), atração de massa, atração eletrostática (Huisman e Wood, 1974).

A ação de coar ou filtração superficial ocorre porque as partículas maiores que os poros do meio de areia se depositam na camada mais superficial do filtro. Ao se depositarem, as aberturas dos poros se tornam cada vez menores, aumentando a ocorrência da ação de coar e a captura de partículas cada vez menores. Esse mecanismo é responsável pelo início do ciclo do filtro, o período de amadurecimento ou desenvolvimento da "schmutzdecke" (Haarhoff e Cleasby, 1991).

As partículas que não são capturadas pela ação de coar podem sofrer interceptação, sedimentação ou difusão. A interceptação ocorre quando a partícula se encontra com a superfície de um grão e nela fica aderida. A sedimentação é causada pelo efeito da gravidade nas partículas suspensas devido ao escoamento laminar. Já a difusão é observada em partículas relativamente pequenas que possuem movimento Browniano (Di Bernardo, 1993).

Avaliando os mecanismos de remoção do filtro em pedregulho, Boller (1993) concluiu que a gravidade é a força que rege a eficiência de remoção de partículas neste filtro. Ou seja, para esse autor a sedimentação é o principal mecanismo de remoção no filtro de pedregulho. A pequena perda de carga combinada com os grandes poros faz com que a capacidade de retenção de sólidos seja alta, de 30 a 100 SST/m³ de filtro.

Estudando a sedimentação de (oo)cistos livres de *Cryptosporidium* e *Giardia,* Medema *et al.* (1998) observaram que a cinética de sedimentação dos (oo)cistos livres pode ser adequadamente explicada pelos seus tamanhos e densidades e pela densidade e viscosidade do meio em que irão sedimentar. De posse desses dados, as velocidades teóricas foram calculadas pela Lei de Stokes. Após realizar os experimentos em tubos de sedimentação, os autores obtiveram valores de velocidade de sedimentação muito similares aos teóricos, 1,4 μm/s para os cistos e 0,35 μm/s para os oocistos.

Em seguida Medema *et al.* (1998) testaram a cinética de sedimentação de (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia* aderidos às partículas de efluente secundário de tratamento biológico de esgoto. Os autores observaram que aproximadamente 33% desses protozoários aderiram imediatamente às partículas durante a preparação da suspensão e que 70% aderiram em 24 horas. Com os experimentos de sedimentação foi constatado que a cinética desses microrganismos estava ligada à cinética das partículas, pois estavam aderidos a elas. Isso mostra a importância do entendimento do mecanismo de adesão dos (oo)cistos para o entendimento da sua remoção nos filtros, principalmente no pré-filtro de pedregulho em que a sedimentação é tida como o principal mecanismo de remoção.

De acordo com Haarhoff e Cleasby (1991) o real mistério da filtração lenta é o motivo que leva as partículas a se aderirem aos grãos de areia. Huisman e Wood (1974) afirmam que a

aderência é causada pela atração eletrostática, pelas forças de Van der Waals e pela adesão. Entretanto, Haarhoff e Cleasby (1991) não acreditam que essas forças sejam responsáveis pelo mecanismo de aderência uma vez que, tanto os grãos de areia quanto as partículas possuem carga elétrica negativa, o que significa que elas deveriam se repelir e não atrair. Hijnen *et al.* (2007) acreditam que a interação entre os microrganismos e a superfície do grão de areia é de suma importância para explicar o comportamento das partículas no transporte pelo meio.

Como citado no item anterior, as bactérias como a *Pseudomonas aeruginosa* produzem polímeros extracelulares, polissacarídeos e proteínas que servem para fixar as bactérias a superfícies (Dai *et al*., 2002 *apud* Cleary, 2005). Outros estudos sugerem que esses polímeros são capazes de desestabilizar as partículas e facilitar a aderência entre elas (Bellamy *et al.,* 1985b).

Haarhoff e Cleasby (1991) citam estudos que sugerem que a carga negativa das partículas se transforma em positiva ao passarem pela "schmutzdecke" e que os produtos do metabolismo de microrganismos presentes nessa camada facilitam a desestabilização de argilas e bactéria para melhorar a aderência das partículas no biofilme e nos grãos de areia.

Vários estudos (Tufenkji *et al.,* 2006; Xagoraraki, 2001, Dai e Hozalski, 2003; Drozd e Schwartzbroad, 1996; Kuznar e Elimelech, 2006) revelam que o pH e a matéria orgânica dissolvida alteram a carga dos oocistos. Essas pesquisas mostram que a matéria orgânica dissolvida é adsorvida pela superfície dos oocistos e faz com que eles fiquem mais negativos, diminuindo a adesão do *Cryptosporidium* aos grãos de areia e diminuindo a probabilidade de serem removidos pelos filtros (Dai e Hozalski, 2003). Ao contrário, os cátions divalentes (Ca^{2+}, por exemplo) deixam os oocistos menos negativos, aumentando a adesão de oocistos a outras partículas (Kuznar e Elimelech, 2004).

Para entender melhor as interações entre os oocistos e as partículas é necessário compreender as propriedades elétricas de ambos. Vários pesquisadores observaram que o potencial zeta do oocisto de *Cryptosporidium* está relacionado ao seu transporte no meio granular pela teoria de DLVO (Derjaguin-Landau-Verwey-Overbeek). A teoria de DLVO diz que as partículas coloidais são estáveis devido às forças de atração e repulsão.

Quando uma partícula é dispersa em meio aquoso, íons de carga oposta se juntam a superfície da partícula a fim de neutralizá-la eletricamente. Há também uma tendência dos íons se tornarem mais difusos quanto mais longe estiverem da partícula. Essas duas forças, de atração eletrostática e de difusão, produzem uma nuvem de íons em volta da partícula que é chamada de camada elétrica dupla. A camada elétrica dupla é formada por uma camada fixa de íons absorvidos pela superfície da partícula e uma camada difusa formada por uma mistura de íons. Entre a camada fixa e a camada difusa existe um plano de cisalhamento. E o potencial zeta é o potencial elétrico existente entre o plano de cisalhamento e a solução em que a partícula está imersa.

O potencial zeta próximo de zero significa que a carga da partícula é neutra e ela se agregará mais facilmente. Em águas naturais (pH próximo de 7) as partículas, incluindo os oocistos, possuem carga negativa. Com o aumento do pH, o potencial zeta do oocisto torna-se mais negativo (Drozd e Schwartzbroad, 1996; Tufenkji *et al.,* 2006; Kuznar e Elimelech, 2006). Ou seja, irá repelir ainda mais as outras partículas que também são negativas. O valor de pH em que o potencial zeta é igual a zero, o chamado ponto isoelétrico, do oocisto de *Cryptosporidium* está próximo de 2 e 2,5 como vários autores têm relatado (Drozd e Schwartzbroad (1996), pH 2,5; Brush *et al.* (1998), pH 2,37; Kuznar e Elimelech (2006), pH entre 2 e 3).

Em geral, estudos em escala piloto vem mostrando que a remoção de oocistos aumenta com o aumento da força iônica ou diminuição do pH (Hsu *et al.*, 2001; Tufenkji *et al*., 2006). Isso porque o potencial zeta do *Cryptosporidium* torna-se menos negativo com o aumento da força iônica e com a diminuição do pH da solução e pode se agregar a outras partículas.

3.2.3. Aspectos de projeto

Para projetar qualquer instalação de tratamento de água é preciso analisar a dinâmica de crescimento da população a ser atendida e a disponibilidade de recursos, tanto financeiros como humanos (Castaño *et al.*, 1999). O filtro lento se mostra uma solução sustentável por ser de fácil operação e necessitar de pouca manutenção em relação ao filtro rápido.

A Tabela 3.3 mostra os principais critérios de projeto para a filtração lenta preconizados pela Sandec ("Departament of Water and Sanitation in Developing Countries", Suíça), pela Hague ("International Reference Center for Community Water Supply and Sanitation", Países Baixos) e pelo Prosab (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, Brasil).

Tabela 3.3: Principais critérios de projeto de filtro lento (Castaño *et al.*, 1999; Wegelin, 1996; Haarhoff e Cleasby,1991, Di Bernardo *et al*., 1999, modificados)

Critério de projeto	Valores internacionais	Valores nacionais
Taxa de filtração	2,5 a 10 m³/m².dia	3 a 6 m³/m².dia
Área por filtro	10 a 100 m²	200 (área máxima)
Período de funcionamento diário	-	24 h/d
Número de filtros	no mínimo 2	no mínimo 2
Diâmetro efetivo da areia (d_{10})	0,15 a 0,30 mm	0,15 a 0,25 mm
Coeficiente de uniformidade (CU)	< 5, preferencialmente <3	2 a 5
Profundidade do meio filtrante	0,5 a 1,0 m	0,8 a 1,0 m
Altura da água acima do meio filtrante	1 a 1,5 m	1 a 1,5 m
Borda livre	-	0,1 a 0,2 m
Altura da camada suporte	0,2 a 0,5 m	0,35 a 0,55 m

Di Bernardo *et al*. (1999) ainda especificam a granulometria da camada suporte: (i) tamanho do pedregulho da subcamada 1 entre 19,0 e 31,0 mm; (ii) tamanho do pedregulho da subcamada 2 entre 12,7 e 19,0 mm; (iii) tamanho do pedregulho da subcamada 3 entre 6,4 e 12,7 mm; (iv) tamanho do pedregulho da subcamada 4 entre 3,2 e 6,4 mm; (v) tamanho do pedregulho da subcamada 5 entre 1,41 e 3,2 mm.

De forma geral os valores recomendados na Tabela 3.3 são parecidos e traduzem a experiência de cada país e particularidades como clima, temperatura média, insolação, entre outros.

3.2.4. Aplicabilidade

A tecnologia de filtração lenta tem sido aplicada em pequenas comunidades onde não há muitos recursos materiais e/ou humanos como disponibilidade de produtos químicos, equipamentos e pessoal especializado. Essas pequenas comunidades vão desde distritos rurais, distantes e sem abastecimento de água; áreas indígenas, que por questões culturais

rejeitam o uso de produtos químicos; condomínios residenciais que usam água subterrânea até pequenos municípios de regiões carentes.

Por outro lado, a filtração lenta também tem sido aplicada em locais desenvolvidos com algumas modificações e melhorias no projeto e operação. Segundo Logsdon *et al.* (2002), essas melhorias incluem a introdução de pré-filtro de pedregulho antecedendo a filtração lenta para remoção de turbidez, adoção de pré-oxidação com ozônio para a quebra de matéria orgânica natural e complexa, uso de carvão ativado granulado (GAC) no meio filtrante do filtro lento, juntamente com areia, para adsorver orgânicos.

A Figura 3.6 mostra a estação de tratamento de água de Coppermills, em Londres que usa filtros rápidos descendentes, pré-ozonização, filtros lentos preenchidos com uma camada de GAC envolvida por duas camadas de areia e adição de ácido ortofosfórico. Baixas doses de ácido ortofosfórico são adicionadas para proteger tubulações antigas de chumbo e evitar que o chumbo se dissolva na água. Essa estação abastece cerca de 1,5 milhões de habitantes com vazão de 500 milhões de L/dia.

(A) (B)

Figura 3.6: Estação de Tratamento de Água Coppermills, Londres, Inglaterra (A) Visão aérea, (B) tanques de ozonização (Thames Water Utilities Ltda, 2006)

O filtro lento é capaz de remover microrganismos como bactérias, vírus e (oo)cistos. Porém, segundo Logsdon *et al.* (2002), não são efetivos na remoção de matéria orgânica natural e cor verdadeira (partículas dissolvidas e coloidais).

Outra desvantagem do filtro lento é a restrição no que se refere às características físicas e químicas da água afluente. Pesquisadores sugerem alguns limites de turbidez, cor verdadeira, entre outros parâmetros, para que o filtro lento funcione adequadamente e produza resultados satisfatórios. A água bruta apresentando valores acima dos

recomendados na Tabela 3.4 durante um ou dois dias pode resultar em uma carreira de filtração mais curta e necessidade de limpezas mais freqüentes.

Tabela 3.4: Qualidade da água recomendável para tratamento por filtração lenta

Parâmetro	Di Bernardo (1993)	Cleasby (1991)
Turbidez (UT)	10	5
Cor verdadeira (UC)	5	-
Ferro (mg Fe/L)	1	0,3
Manganês (mg Mn/L)	0,2	0,05
Algas	250 UPA/mL	5 μg clorofila-a/L
Coliformes totais (NMP/100mL)	1000	-

Para alcançar os limites citados na Tabela 3.4, muitas vezes, é necessário o uso de unidades de pré-tratamentos que irão produzir uma água mais adequada para a filtração lenta. Castaño *et al.* (1999) cita como possíveis pré-tratamentos: poços de infiltração; galerias de infiltração; sedimentação simples ou em placas paralelas; filtros de pedregulho com escoamento ascendente, descendente ou com escoamento horizontal. As instalações que combinam o uso de pré-filtros de pedregulhos e filtros lentos têm sido denominadas de Filtração em Múltiplas Etapas (FIME). A Figura 3.7 mostra um arranjo típico de FIME.

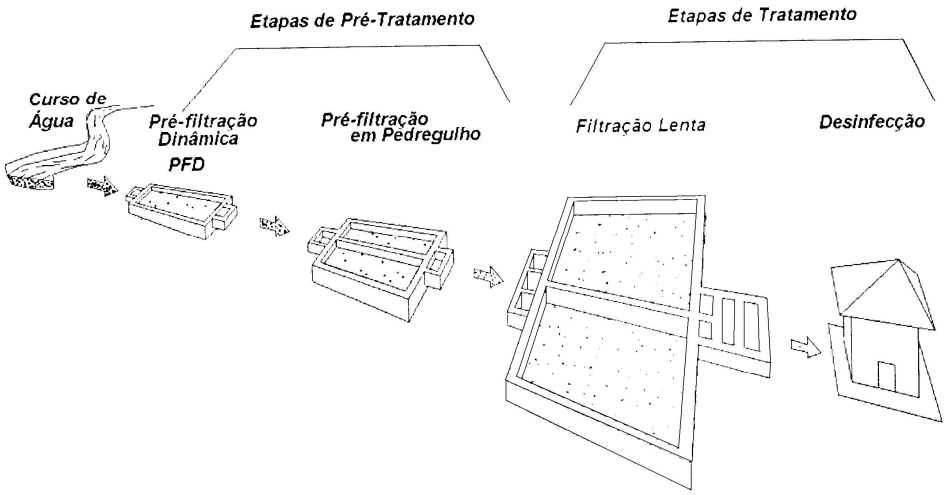


Figura 3.7: Esquema geral de uma instalação de filtração em múltiplas etapas - FIME (Di Bernardo e Dantas, 2005, modificado)

3.3. FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS – FIME

De acordo com Di Bernardo *et al.* (1999) a FIME é uma tecnologia "re-emergente" no país e já é uma tecnologia consolidada em vários países desenvolvidos e mesmo em desenvolvimento (Reino Unido, Estados Unidos, Suíça, Holanda, Colômbia entre outros). Segundo esses autores a FIME é uma "tecnologia versátil de custo de implantação compatível com a realidade nacional, passível de se adaptar a mudanças de qualidade da água e de operação e manutenção pouco especializados."

Na FIME existem vários tipos de pré-filtração em pedregulho, como por exemplo, o pré-filtro dinâmico de pedregulho, pré-filtro de pedregulho com escoamento vertical ascendente ou descendente, pré-filtro de pedregulho com escoamento horizontal, entre outros (Figuras 3.8 a 3.11). À exceção do pré-filtro dinâmico, os pré-filtros de pedregulho são constituídos de materiais de diferentes tamanhos, menores sucessivamente na direção do fluxo de água.

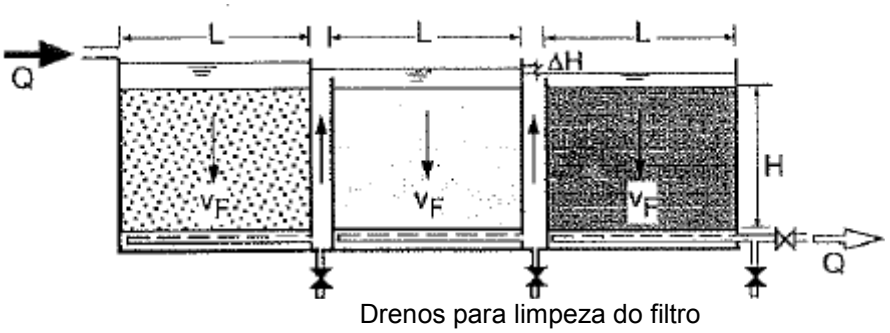


Figura 3.8: Esquema em corte de uma instalação de pré-filtração em pedregulho com escoamento descendente em unidades em série (Wegelin, 1996)

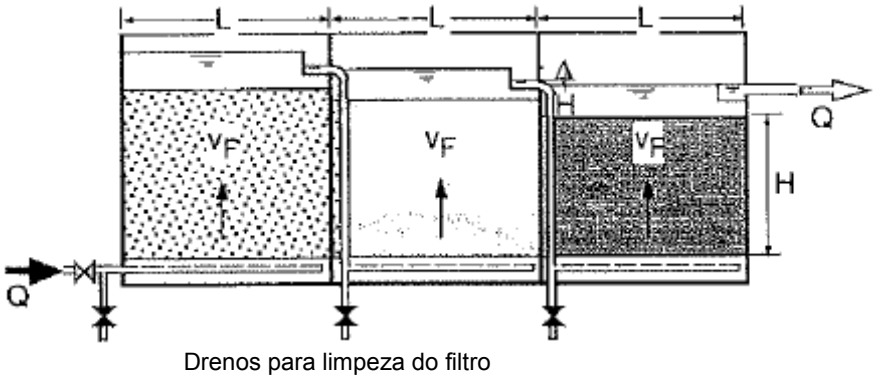


Figura 3.9: Esquema em corte de uma instalação de pré-filtração em pedregulho com escoamento ascendente em unidades em série – PFPAS (Wegelin, 1996)

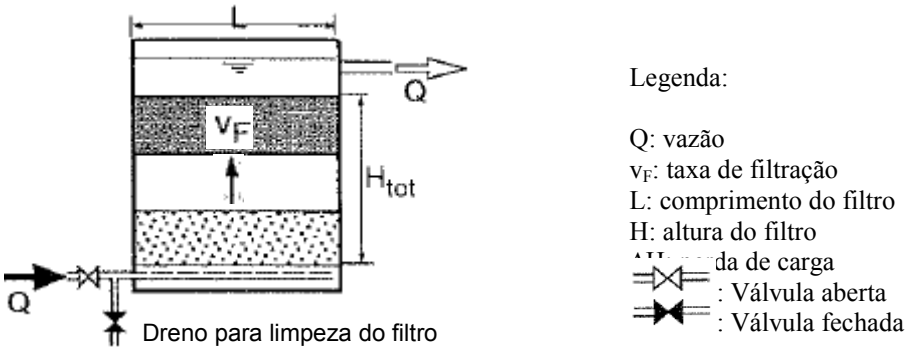


Figura 3.10: Esquema em corte de uma instalação de pré-filtração em pedregulhos com escoamento ascendente em camadas – PFPAC (Wegelin, 1996)

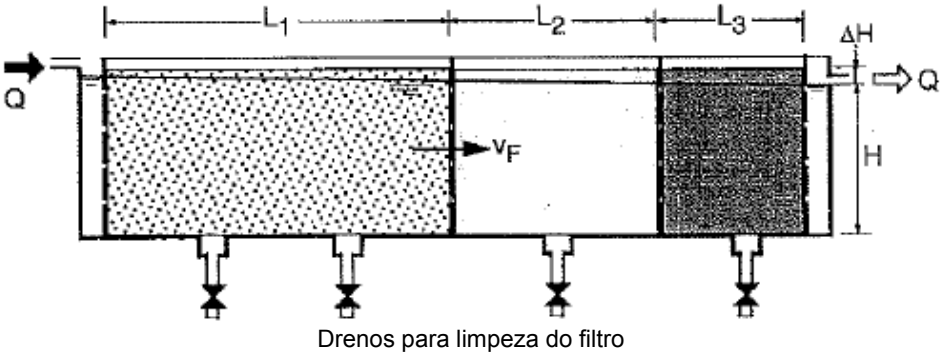


Figura 3.11: Esquema em corte de uma instalação de pré-filtração em pedregulhos com escoamento horizontal em câmaras em série (Wegelin, 1996)

Geralmente, o pré-filtro dinâmico é o primeiro processo em uma seqüência de tratamento, sendo utilizado para proteger as unidades subseqüentes da ocorrência de picos de sólidos suspensos. Como o pré-filtro dinâmico é composto por material granular crescente em tamanho, de forma que o material mais fino encontra-se no topo da unidade; quando ocorrem picos de sólidos suspensos, a camada superior fica obstruída evitando que quantidades excessivas de sólidos atinjam as demais unidades da ETA (Wegelin, 1996; Di Bernardo *et al.,* 1999).

A pré-filtração em pedregulho com escoamento vertical pode ser ascendente ou descendente. No caso do escoamento ascendente pode haver mais duas subcategorias: em camadas (PFPAC) ou em unidades em série (PFPAS), enquanto que no escoamento descendente apenas a configuração com unidades em série é utilizada (ver Figuras 3.8 a 3.11 anteriores).

Na FIME, a pré-filtração visa amortecer picos de turbidez ou de sólidos suspensos e/ou remover impurezas. Assim, como já foi dito, o objetivo da pré-filtração é produzir um

efluente que alcance os pré-requisitos de qualidade de água afluente compatíveis com a filtração lenta. Em complementação à Tabela 3.4 que apresenta a qualidade mínima indicada para a água receber tratamento por filtração lenta, a Tabela 3.5 descreve os limites de qualidade da água para aplicabilidade de alguns arranjos de tratamento que incluem a filtração lenta.

Tabela 3.5: Qualidade da água para tratamento com filtração lenta precedida ou não por outros tratamentos (Di Bernardo *et al*., 1999)

Características da AB	FL	PFD + FL	PFD + PFPAC ou PFPAS + FL
Turbidez (UT)	100% < 25 95% < 10	100% < 50 95% < 25	100% < 200 95% < 100
Cor verdadeira (UH)	100% < 10 95% < 5	100% < 25 95% < 10	100% < 25 95% < 10
Sólidos suspensos totais (mg/L)	100% < 25 95% < 10	100% < 50 95% < 25	100% < 200 95% < 100
Coliformes totais (NMP/100mL)	100% < 1.000 95% < 500	100% < 10.000 95% < 5.000	100% < 20.000 95% < 10.000
Concentração de ferro total (mg/L)	100% < 1,5 95% < 1,0	100% < 3,0 95% < 2,0	100% < 5,0 95% < 3,0
Concentração de algas (UPA/mL)	100% < 500 95% < 250	100% < 1.500 95% < 1.000	100% < 5.000 95% < 2.500

AB: água bruta FL: filtração PFD: Pré-filtração dinâmica
PFPAC: Pré-filtração em pedregulho com fluxo ascendente em camadas
PFPAS: Pré-filtração em pedregulho com fluxo ascendente em série

Observa-se pela Tabela 3.5 que o pré-tratamento torna a filtração lenta mais robusta e abrangente. Dependendo da qualidade da água bruta, a filtração lenta sem pré-tratamento não produz efluente com qualidade compatível com os padrões de potabilidade e a carreira de filtração do filtro lento torna-se curta (Di Bernardo *et al*., 1999).

Para se atingir altas eficiências de remoção de sólidos é preciso que o escoamento seja laminar e para isso a taxa de filtração nos filtros de pedregulho deve ser baixa. Wegelin (1996) recomenda valores entre 7,2 e 36 $m^3/m^2.d$ independente do tipo de unidade. Di Bernardo *et al.* (1999) recomenda valores diferentes para cada tipo de instalação, conforme Tabela 3.6.

Apesar de serem conhecidos a muito tempo, de acordo com Boller (1993) os pré-filtros de pedregulho raramente são usados em ETAs basicamente por dois motivos: (i) não são

suficientes para alcançar as concentrações de sólidos requeridas para garantir a potabilidade da água; (ii) necessitam de grande área para implantação devido às suas baixas taxas de filtração em relação aos filtros rápidos, mesmo quando são utilizados em pré-tratamento.

Tabela 3.6: Valores de taxa de filtração recomendados para cada tipo de pré-filtro de pedregulhos. (Di Bernardo *et al.*, 1999)

Tipo de pré-filtro	Taxa de filtração recomendada ($m^3/m^2.d$)
Pré-filtro dinâmico – PFD	18 a 60
Pré-filtro com escoamento ascendente em camadas – PFPAC	12 a 36
Pré-filtro com escoamento ascendente em série – PFPAS	12 a 36

Entretanto, combinado com outros tipos de tratamento, o pré-filtro de pedregulho pode se tornar muito útil. Boller (1993) lista uma série de razões para a crescente popularidade dos filtros de pedregulho nos países em desenvolvimento: (i) não necessita de produtos químicos; (ii) possuem carreira de filtração longa, pois têm excelente capacidade de armazenar sólidos (o autor cita o período de 1 ano); (iii) não precisa de mão-de-obra especializada para construí-lo ou operá-lo; (iv) pode ser preenchido com material do próprio local, barateando os custos de implantação; (v) não é necessária grande carga (desnível) porque possui baixa perda de carga.

Wegelin (1996) alerta que a principal característica do filtro de pedregulho é a melhoria da qualidade da água do ponto de vista físico. Porém, uma melhora na qualidade microbiológica também pode ser observada, pois os vírus e bactérias são considerados partículas, com tamanhos variando entre 0,2 – 10 μm e 0,002 – 0,4 μm, respectivamente. O autor comenta que a remoção de bactérias alcança valores entre 60 e 90% e, se organismos tão pequenos são removidos pelo pré-filtro, patógenos maiores como larvas e ovos podem ser removidos em porcentagens muito maiores.

Sabe-se que no Brasil existem poucas ETAs operando com a tecnologia FIME. Um exemplo é a ETA Manhuaçu (Figura 3.12), no Estado de Minas Gerais. A ETA Manhuaçu abastece uma pequena comunidade, chamada Vila Boa Esperança, com água captada do Ribeirão Manhuaçuzinho. A ETA é composta por três pré-filtros dispostos em série e com

camadas de pedregulho com granulometria variando de areia à brita número 4 e um filtro lento com taxa de filtração de 6 m³/m².d (Souza e Bahia, 2006).

(A) (B)

Figura 3.12: ETA Manhuaçu, MG, composta por FIME. (A) Vista aérea da ETA Manhuaçu: pré-filtros de pedregulho, filtro lento, tanque de contato, casa de química e reservatório; (B) pré-filtros de pedregulho tubulares semi-pressurizados. (Souza e Bahia, 2006)

Segundo Di Bernardo *et al.* (1999) tanto a PFPAC quanto a PFAS resultam em eficiências similares, porém a área e altura das unidades são muito diferentes, de forma que a escolha entre um ou outro irá depender de vários fatores. O desempenho do filtro de pedregulho depende principalmente dos seguintes parâmetros: concentração de sólidos na água, a distribuição de tamanho das partículas, tamanho do pedregulho, altura da camada e da taxa de filtração adotada (Boller, 1993).

A escolha do tipo de pré-tratamento também depende de vários fatores, como a qualidade da água bruta, topografia do local da captação, distância da captação a ETA, vazão a ser captada, nível de instrução técnica dos operadores e dos responsáveis pela manutenção, a disponibilidade de material granular na região, a facilidade de limpeza, entre outros.

3.4. REMOÇÃO DE MICRORGANISMOS NA FILTRAÇÃO LENTA

O interesse pela filtração lenta vem crescendo por causa da sua eficiência em remover microrganismos resistentes aos processos usuais de desinfecção como os (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*. Ao invés de inativá-los, como é o objetivo dos processos de desinfecção, no qual existe o risco da desinfecção não ser efetiva ou permitir a reativação se a dose de desinfetante for sub-letal, a filtração remove esses microrganismos produzindo água com maior segurança microbiológica. Outro importante motivo do interesse renovado

pelo filtro lento, como já mencionado, é a fácil operação e simplicidade de manutenção (sustentabilidade operacional).

No Brasil existem poucos estudos, mas a tendência é que o interesse pela filtração lenta também aumente devido à necessidade de universalizar os serviços de saneamento e à crescente preocupação com os microrganismos patogênicos mais resistentes, além da restrição que a legislação deve aplicar nos próximos anos. Para ilustrar essa preocupação pode-se citar o artigo 11 da Portaria 518 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004) que recomenda "a inclusão de pesquisa de organismos patogênicos, com o objetivo de atingir, como meta, um padrão de ausência, dentre outros, de enterovírus, cistos de *Giardia* spp e oocistos de *Cryptosporidium* sp.".

Ainda na Portaria 518, o artigo 23 declara que "toda água para consumo humano suprida por manancial superficial e distribuída por meio de canalização deve incluir tratamento por filtração". Isso demonstra o reconhecimento da filtração como um processo confiável e mínimo para o tratamento da água. Assim, a filtração lenta supriria as necessidades de pequenas comunidades que não possuem recursos para implantar e manter um sistema mais caro e que demanda maiores cuidados operacionais como é a filtração rápida.

Nos últimos anos, a USEPA implementou a legislação em relação às exigências em relação ao tratamento de água para consumo humano. Em 2006, foi promulgada a LT2ESWTR ("Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule", USEPA, 2006) com o objetivo de diminuir o risco de doenças de veiculação hídrica, principalmente, a criptosporidiose. Baseados em vários estudos, essa regulamentação estabeleceu créditos de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* a processos de tratamento de água, conforme Tabela 3.7.

Tabela 3.7: Crédito de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* atribuído a cada tipo de tratamento[1]. (LT2ESWTR - USEPA, 2006).

Tipo de tratamento	Convencional	Filtração Direta	Filtração Lenta ou Filtração com areia diatomácea	Tecnologias alternativas de filtração
Crédito	3,0 log	2,5 log	3,0 log	Determinado pelo Estado[2]

[1]: aplicado às estações de tratamento em completa conformidade com o IESWTR ou LT1ESWTR quando aplicável
[2]: o crédito deve ser determinado com a avaliação do produto ou local específico
IESWTR: "Interim Enhanced Surface Water Treatment Rule"
LT1ESWTR: "Long Term 1 Enhanced Surface Water Treament Rule"

A LT2ESWTR (USEPA, 2006) estabelece o monitoramento da água superficial ou subterrânea em relação à presença e concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, com o objetivo de classificar os mananciais em quatro categorias de tratamento (Tabela 3.8). Essa classificação foi determinada com base no risco anual de infecção por *Cryptosporidium* (i.e., dose ingerida) e na infectividade (i.e., probabilidade de infecção em função da dose ingerida). Importante lembrar que esses dados representam a realidade dos Estados Unidos, não sendo, necessariamente, aplicável ao Brasil. A legislação americana determina ainda o limite máximo de turbidez para efluente de filtração lenta: ≤ 1 UT para 95% dos dados mensais e menor que 5 UT em todos os casos. Já na Portaria 518 (BRASIL, 2004), o limite máximo de turbidez efluente do filtro lento é ≤ 2 UT.

Tabela 3.8: Categorias de classificação para sistema público de água que utiliza filtração de acordo com a LT2ESWTR (USEPA, 2006).

Sistema público de água	Concentração de oocistos de *Cryptosporidium*	Categoria de Classificação
Que requer monitoramento em relação à *Cryptosporidium*	< 0,075 ooc/L	1
	de 0,075 a < 1,0 ooc/L	2
	de 1,0 a < 3,0 ooc/L	3
	≥ 3,0 ooc/L	4
[1]Que abastece menos de 10.000 habitantes e NÃO requer monitomamento em relação à *Cryptosporidium*	Não determinado	1

[1]: Sistema público de água que abastece menos de 10.000 habitantes e não requer monitoramento em relação à *Cryptosporidium* se houver monitoramente de *E. coli* e mostrar uma concentração média menor ou igual a 10 NMP/100 mL para lagos e reservatórios e 50 NMP/100 mL para rios correntes.

De acordo com a categoria em que o manancial for classificado e o tratamento utilizado até aquele momento, haverá ou não necessidade de implementá-lo, conforme apresentado na Tabela 3.9. Assim, o tratamento total deve promover uma remoção de 3 log, 4 log, 5, log e 5,5 log para as categorias 1, 2, 3 e 4, respectivamente.

Tabela 3.9: Tratamento adicional requerido para remoção de oocistos de *Cryptosporidiu,* de acordo com a LT2ESWTR (USEPA, 2006)

Categoria de Classificação	Tratamento convencional[1], filtro de areia diatomácea ou filtração lenta	Filtração direta	Tecnologias alternativas de filtração
1	Sem tratamento adicional	Sem tratamento adicional	Sem tratamento adicional
2	Tratamento[2] para 1 log	Tratamento[2] para 1,5 log	Determinado pelo Estado[2, 4]
3	Tratamento[3] para 2 log	Tratamento[3] para 2,5 log	Determinado pelo Estado[3, 5]
4	Tratamento[4] para 2,5 log	Tratamento[4] para 3,0 log	Determinado pelo Estado[3, 6]

[1] : Tratamento composto pelas unidades de coagulação, floculação, clarificação e filtração por meio granular.
[2] : Sistema público de tratamento de água para encontrar o tratamento requerido para *Cryptosporidium* pode usar uma tecnologia ou combinação de tecnologias indicadas em um seção específica (*Microbial Toolbox Overview*) da própria legislação.
[3] : Sistema público de tratamento de água deve conseguir pelo menos 1 log no tratamento exigido por meio de ozônio, dióxido de cloro, ultravioleta, membranas, filtro manga, filtro cartucho.
[4] : Remoção e inativação total de *Cryptosporidium* de pelo menos 4 log.
[5] : Remoção e inativação total de *Cryptosporidium* de pelo menos 5 log.
[6] : Remoção e inativação total de *Cryptosporidium* de pelo menos 5,5 log.

3.4.1. Fatores que interferem na eficiência da filtração lenta

Por ser um processo de natureza passiva e depender de pouca ação de agentes externos (Bellamy *et al.,* 1985b), a filtração lenta possui vários fatores que interferem no seu funcionamento (Tabela 3.10).

Tabela 3.10: Fatores que interferem na eficiência da filtração lenta (Hendricks e Bellamy, 1991, modificado).

Categoria	Fatores
Projeto	Taxa de filtração Tamanho efetivo da areia, d_{10}; coeficiente de uniformidade, CU Perda de carga limite ou carga hidráulica disponível Profundidade do meio filtrante Armazenagem da água tratada
Operação	Freqüência de limpeza do meio filtrante (raspagem) Duração de tempo que o filtro está fora de operação Profundidade mínima do meio filtrante após sucessivas limpezas Período de amadurecimento Variação da taxa de filtração Idade e tipo da *"*schmutzdecke*"*
Ambiente	Temperatura da água Qualidade da água bruta (tamanho das partículas, cor, turbidez) Tipos de microrganismos presentes Concentração de microrganismos Compostos orgânicos e concentrações Nutrientes e concentrações

3.4.1.1 Fatores associados ao projeto

Nos experimentos em escala piloto realizados por Bellamy *et al*. (1985a) observou-se que as remoções de cistos de *Giardia*, coliformes e turbidez diminuíram quando a taxa de filtração aumentou de 0,96 a 9,6 m³/m².d. Esse comportamento também foi observado por DeLoyde *et al.* (2006) ao analisar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em filtros maduros operados com taxa de filtração de 9,6 m³/m².d e 19,2 m³/m².d, obtendo 4,3 log e 3,3 log de remoção, respectivamente. Para filtros ainda não maduros Deloyde *et al.* (2006) observaram que a influência negativa do uso de taxas altas foi menor.

Por outro lado, Timms *et al*. (1995), em experimento em escala piloto, não observaram aparente efeito na retenção de oocistos de *Cryptosporidium* pelo meio filtrante ao aumentarem a taxa de filtração de 7,2 a 9,6 m³/m².d.

A baixa remoção de oocistos de *Cryptosporidium* observada por Fogel *et al.* (1993), 48%, foi atribuída à granulometria da areia. Em experimentos realizados em escala real, o coeficiente de uniformidade CU da areia utilizada por esses autores era de 3,5 a 3,8, que excedeu o valor máximo recomendado (3,0) para filtros lentos. Os autores sugerem que valores elevados de CU não favorecem a necessária retenção de matéria orgânica para promover o amadurecimento biológico, retardando este processo e comprometendo a capacidade de remoção biológica do filtro lento.

El-Taweel e Ali (2000) avaliaram filtros lentos em escala piloto com várias alturas do meio filtrante e concluíram que com 60 cm de meio, o filtro lento era mais eficiente do que com 50 cm. Porém, ao aumentar a altura do meio para 75 cm, não houve melhora no percentual de remoção dos parâmetros monitorados. O uso de membrana antes do meio filtrante de 60 cm também não surtiu efeito na eficiência do filtro lento.

Heller e Brito (2006) avaliaram a retenção de oocistos de *Cryptosporidium* em várias profundidades de filtro lento em escala piloto. Utilizando taxa de filtração de 6 m³/m².d, tanto em filtros ascendentes como em filtros descendentes, os autores observaram que os oocistos ficaram retidos até a profundidade de 60 cm (em meio filtrante de 75 cm). Quando a taxa de filtração foi reduzida para 3 m³/m².d, a retenção no filtro descendente alcançou os mesmos 60 cm e no filtro ascendente, 45 cm.

Ao analisar as camadas de areia do filtro lento usado para os experimentos com oocistos, com taxas de filtração de 7,2 e 9,8 $m^3/m^2.d$, Timms *et al*. (1995) concluíram que todos os oocistos foram retidos nos primeiros 2,5 cm do meio filtrante. Confirmando que a maior remoção de oocistos de *Cryptosporidium* se dá nas camadas mais superficiais, DeLoyde *et al.* (2006) observaram que a profundidade do meio filtrante não interferiu nos resultados de dois experimentos com filtros lentos em escala piloto. A remoção média de oocistos em meio filtrante de 100 cm de areia foi 2,9 log e, para outro com 40 cm, foi de 2,8 log.

Dullemont *et al.* (2006) também relataram que grande parte da remoção de oocistos inoculados em filtro lento foi observada nos primeiros centímetros do meio filtrante. Os autores observaram que, após 182 dias da inoculação, aproximadamente 1,6% do total de oocistos inoculados pode ser recuperado nos primeiros 30 cm do meio filtrante.

Ao comparar os resultados obtidos com o uso dos filtros lentos cobertos e abertos, Jabur (2006) verificou que a carreira dos filtros cobertos era sempre maior que nos abertos. Essa tendência pode ser conseqüência do crescimento de algas nos filtros abertos, o que levava ao aumento da perda de carga mais rapidamente. Na Suécia, a diferença de duração entre a carreira de filtração do filtro lento aberto e do coberto foi menor que na Argélia e na Hungria, provavelmente devido à menor incidência de radiação solar na Suécia.

3.4.1.2. Fatores associados à operação

Bellamy *et al*. (1985a) citam algumas condições de operação de filtros lentos como fatores intervenientes da remoção de cistos de *Giardia* e coliformes totais. Em experimento conduzido em escala piloto com meio filtrante e camada suporte novos, ou seja, lavados e esterilizados, os autores relatam que a remoção de cistos de *Giardia* foi menor nessa condição operacional do que no caso do filtro lento encontrar-se biologicamente maduro. Apesar disso, a remoção de cistos de *Giardia* atingiu 99,15%, enquanto que no filtro lento amadurecido atingiu 100%. Em outro experimento realizado com o meio filtrante esterilizado e a camada suporte madura, a remoção de cistos atingiu 100%.

Em oposição ao relatado por Bellamy *et al*. (1985a), Fogel *et al*. (1993) concluíram que a idade da *"*schmutzdecke*"* e a maturidade do meio filtrante não influenciaram a remoção de (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*.

Hendricks e Bellamy (1991) chamam a atenção para o impacto da retirada da água do meio filtrante durante a limpeza do filtro e raspagem da *"*schmutzdecke*"*. O problema ocorre se a água é totalmente esgotada do filtro, pois a população biológica se desestabiliza. O correto, de acordo esses autores, seria drenar o mínimo possível da água, de 3 a 5 cm abaixo da superfície do meio filtrante, e deixar o filtro fora de operação apenas durante o tempo necessário para limpá-lo, minimizando o estresse sobre os organismos presentes na areia não removida.

3.4.1.3. Fatores ambientais

Fogel *et al*. (1993) concluíram que a concentração inicial de (oo)cistos, coliformes fecais e totais e a turbidez afluente não afetaram a remoção de protozoários pelos filtros lentos. Além de não influenciar na remoção de protozoários, Dullemont *et al.* (2006) observaram que a concentração inicial de vírus e bactérias não exerceu efeitos sobre a sua própria remoção pela filtração lenta em escala piloto. Nesse último aspecto os autores não concordam, pois Fogel *et al.* (1993) relataram que a remoção de coliformes era maior nos meses de verão quando a contagem inicial de coliformes era maior. Porém, esses resultados podem ter sido influenciados tanto pela temperatura como pela baixa concentração inicial de bactérias do grupo coliformes.

Bellamy *et al.* (1985a) não constataram grande interferência da temperatura na remoção de cistos de *Giardia* (experimentos a 5 e 15ºC). Nos experimentos realizados por esses autores, o fator que mais influenciou a remoção de *Giardia* foi a maturidade biológica da "schmutzdecke". Entretanto, sabe-se que quanto menor a temperatura, maior será o tempo necessário para o filtro lento alcançar a maturidade. DeLoyde *et al.* (2006) também observaram que a maturidade biológica do filtro promoveu a melhora da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, mesmo sem a camada mais superficial, ou "schmutzdecke".

Bellamy *et al*. (1985b) observaram que a remoção de coliformes totais apresentou-se sensível aos efeitos de baixas temperaturas. A remoção desses microrganismos diminuiu de

97% a 17ºC para 87% a 5ºC e a contagem de colônias de bactérias foi 100 vezes maior a 2ºC do que a 17ºC. Dullemont *et al*. (2006) também verificaram que quanto maior a temperatura (15 a 20ºC), maior a remoção de vírus e bactérias, e em temperaturas baixas, menores que 10 C, os vírus foram os patógenos menos removidos pelos filtros lentos.

Jabur (2006) apresenta resultados de três estudos conduzidos em países bem distintos em termos de temperatura e condições climáticas – Suécia, Hungria e Argélia. Nos três locais foram avaliadas situações em que os filtros lentos eram cobertos ou abertos. Na Suécia, realizaram-se experimentos em escalas real e piloto com água fria (2 a 14ºC) e com baixas concentrações de nutrientes. Na Hungria, experimentos em escala piloto usaram água proveniente de um rio poluído que passava por diversos tipos de pré-tratamentos (não citados) e a temperatura variou de 7 a 20ºC. Na Argélia, os experimentos também foram realizados em estação piloto, sendo utilizada água (14 a 27ºC) de reservatório de chuva.

O autor observou que o estabelecimento da micro-flora (amadurecimento do filtro) em areias lavadas necessitava de alguns dias na Argélia, algumas semanas na Hungria e alguns meses na Suécia. Isso significa que em temperaturas mais elevadas o filtro começa a produzir água de boa qualidade mais rapidamente, tendo em vista que o filtro maduro é mais eficiente.

Com essas observações, Jabur (2006) reforça que a temperatura é importante parâmetro de operação de filtros lentos e afeta tanto a capacidade do filtro quanto a qualidade da água filtrada. Além disso, para esse autor, quanto maior a temperatura mais rápida é a remoção de matéria orgânica e o consumo de oxigênio dissolvido, devido ao crescimento dos organismos, e menor é a carreira do filtro.

Para avaliar a influência da atividade biológica na remoção de bactérias no filtro lento, Bellamy *et al.* (1985b) desinfetaram um filtro para garantir a ausência de organismos nesse filtro e em outro filtro, adicionaram nutrientes para promover um crescimento biológico adicional no meio filtrante. Os pesquisadores observaram que a remoção de coliformes totais foi de apenas 60% no filtro desinfetado, enquanto que no filtro lento usado como controle obteve-se 98% de remoção e o no filtro lento que recebia nutrientes, alcançou 99,9% de remoção.

Em escala piloto, Schuler *et al.* (1991) observaram elevadas remoções de (oo)cistos, mesmo em filtro não amadurecido, acima de 99%. No entanto, quando os filtros lentos estavam maduros e, de acordo com os autores, foram operados corretamente, a remoção de (oo)cistos foi superior a 99,99%. Os resultados de Bellamy *et al.* (1985b) e Schuler *et al.* (1991) indicam a importância das comunidades biológicas e do nível das suas atividades na meio filtrante na filtração lenta. Outras informações sobre a importância dos microrganismos presentes no filtro lento foram abordadas no item 3.2.2.1.

Os nutrientes e compostos orgânicos presentes na água bruta são de grande importância para o desenvolvimento das comunidades biológicas nos filtros lentos. Porém, o excesso de nutrientes juntamente à incidência de radiação solar na camada de água sobre o meio filtrante pode promover o crescimento de algas e aumento da perda de carga dos filtros. A presença de ferro e manganês na água bruta também pode promover a obstrução do meio filtrante, pois esses elementos podem precipitar na presença de oxigênio.

A turbidez também é considerada um fator limitante da operação de filtros lentos (ver Tabela 3.4), pois altos valores de turbidez podem significar altas concentrações de sólidos em suspensão e nutrientes. Conseqüentemente, haverá um rápido crescimento de microrganismos no meio filtrante, ou obstrução do meio filtrante pelos sólidos em suspensão, o que leva a diminuição da carreira de filtração.

3.4.2. Eficiência de remoção de microrganismos e outros parâmetros

São apresentados vários estudos realizados com filtros lentos em escala real e piloto nos quais foram avaliadas as eficiências de remoção de vários parâmetros, tais como, turbidez, coliformes, (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia* (Tabela 3.11). Para comparar as informações apresentadas na Tabela 3.11, é preciso levar em consideração que as características do filtro, do ambiente e de operação variaram em cada estudo. Alguns desses estudos são discutidos com maiores detalhes nesse item e no item 5.

Tabela 3.11: Resumo de alguns estudos realizados com filtração lenta precedida ou não de pré-tratamento e as eficiências de remoção de vários parâmetros.

Referência	Bellamy *et al.* (1985a)	Bellamy et al. (1985b)	Fogel *et al.* (1993)	Schuler *et al.* (1991)	DeLoyde *et al.* (2006)	Timms *et al.* (1995)	Dullemont *et al.* (2006)	Hijnen *et al.* (2007)
Características do tratamento	FLA	FLA	FLA	FLA	pré-ozonização; FLA	FLA	Filtração rápida, ozonização, filtração com GAC, FLA	FLA
Escala	Piloto	Piloto	Real	Piloto	Piloto	Piloto	Piloto	Piloto
Taxa de filtração ($m^3/m^2.d$)	0,96; 2,88 e 9,6	2,88	4,56 a 9,6	3,6, 7,2 e 9,6	9,6 e 19,2	7,2 a 9,6	7,2	7,2
Meio filtrante	h_{areia}=96 cm d_{ef}=0,28mm	h_{areia}=48 e 97 cm d_{ef}=0,29 e 0,62mm	h_{areia}=105 cm d_{ef}=0,2 a 0,3mm	h_{areia}=90 cm d_{ef}=0,27mm	h_{areia}=50 e 100 cm d_{ef}=0,35mm	h_{areia}=50 cm	h_{areia}=150 cm d_{ef}=0,27mm	h_{areia}=150cm d_{ef}=0,28mm
Temperatura da água bruta (ºC)	5 a 15	5 a 17	0,5 a 20,5	4,5 a 16,5	3,6 a 23,6	-	8,2 a 19	8,2 a 18,8
Remoção de oocisto de *Cryptosporidium*	-	-	48%	> 99,99%	2,5 ± 0,6 log	99,997%	5,3 log	5,3 log
Remoção de cisto de *Giardia*	99,981% a 99,994%	>99,92%	93%	> 99,83%	>3,6 ± 0,4 log	-	-	-
Remoção de esporos de *Clostridium perfringens*	-	-	-	-	-	-	3,8 log	3,9 log
Remoção de turbidez	27,24% a 39,18%	52%	55%	-	-	-	-	-
Remoção de coliformes totais	98,98% a 99,67%	96%	91%[a]	73%	-	-	-	-
Remoção de coliformes fecais	98,45% a 99,84%	-	97%	-	-	-	> 2,1 log (*E.coli* WR1)	-

FLA: Filtro lento de areia
-: sem dados
GAC: carvão ativado granular
a: abaixo do limite de detecção em 91% dos casos

Tabela 3.11: (continuação): Resumo de alguns estudos realizados com filtração lenta precedida ou não de pré-tratamento e as eficiências de remoção de vários parâmetros.

Referência	Heller *et al.* (2006)	Paterniani e Conceição (2004)	Souza e Bahia. (2006)	El-Taweel e Ali (2000)	Vieira (2002)	Teixeira (2003)	Peralta (2005)
Características do tratamento	FLA	PFPA+FLA	3 PF pressurizados em série; FLA	PF com 3 camadas de pedregulho;FLA	FLA fluxo ascendente	FLA	FLA
Escala	Piloto	Piloto	Real	Piloto		Piloto	Piloto
Taxa de filtração ($m^3/m^2.d$)	6	2 e 4	6 (FLA)	10 (pré-filtro) e	3 e 6	2; 3 e 4	3
Meio filtrante	h_{areia}=75 cm d_{ef}=0,25mm CU=2,4	h_{areia}=60 cm d<1,0 mm	h_{areia}=100 cm d_{ef}=0,15 a 0,25 mm	h_{areia}=50 a 75 cm d_{ef}=0,6 a 2,0mm	h_{areia}=75 a 100 cm d_{ef}=0,25 mm	h_{areia}=85 cm d_{ef}=0,25mm CU=2,0	h_{areia}=90 cm d_{ef}=0,27mm CU=1,85
Temperatura da água bruta (ºC)	-	-	-	-	-	22 a 29	21 a 29
Remoção de oocisto de *Cryptosporidium*	99,988 a 99,998%	-	-	-	99,842%	-	98,41 a 99,91%
Remoção de cisto de *Giardia*	100%	-	-	-	100%	-	-
Remoção de esporos de *Clostridium perfringens*	-	-	-	-	98,424%	84,15 a 97,4%	97,2%
Remoção de turbidez	-	54 e 62% (PFPA) e 93 e 96% (FLA)	51% (PF) e 83% (FLA)	83% (PF) e 92,3% (FLA)	92,579%	-	90,8 a 94,2%
Remoção de coliformes totais	-	50% (PFPA) e 99,9% (FLA)	12% (PF) e 72% (FLA)	93 (PF) a 98% (FLA)	-	99,62 a 99,85%	99,59 a 100%-
Remoção de coliformes fecais	-	-	90% (pré-filtro e FLA)	92 (PF) a 100% (FLA)	91,472% (*E. coli*)-	99,8 a 99,9% (*E. coli*)-	97,77 a 100% (*E. coli*)-
Remoção de clorofila a	-	-	-	84% (PF) e 80 a 98% (FLA)	-	-	-
Remoção de diatomáceas	-	-	-	87% (PF) e 90 a 99% (FLA)	-	-	-

PF: Pré-filtro PFPA:Pré-filtro com escoamento ascendente -: sem dados

Fogel *et al.* (1993), em estudos realizados na estação de tratamento de 100 Mile House, Columbia Britânica no Canadá, verificaram a remoção de 93% de cistos de *Giardia*, 91% de coliformes totais, 97% de coliformes fecais, 48% de oocistos de *Cryptosporidium* e 55% de turbidez nos filtros lentos, conforme mostra a Tabela 3.8. De acordo com os autores, as remoções de turbidez e oocistos de *Cryptosporidium* são inferiores aos valores usualmente relatados na literatura. No caso da turbidez, as baixas remoções foram justificadas pela grande quantidade de partículas coloidais na água bruta. No caso dos oocistos, como já mencionado no item 3.4.3, devido ao coeficiente de uniformidade da areia.

Bellamy *et al*. (1985a), em experimentos em escala piloto, relataram percentuais de remoção de turbidez entre 27% e 39% em três taxas de filtração: 0,96, 2,88 e 9,60 $m^3/m^2.d$, sendo a menor remoção observada no filtro operado com maior taxa de filtração. Os autores atribuíram a baixa remoção de turbidez à presença de argila na água bruta (partículas menores que 6,35 μm). Os autores não reportaram relação entre a remoção de turbidez e de microrganismos.

Anderson *et al.* (2006) também avaliaram a remoção de turbidez mediante testes realizados em uma estação piloto com pré-ozonização, pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente e filtro lento amadurecido após 10 meses de operação (h_{areia}=40 a 45 cm, d_{ef}=0,35mm). Os experimentos foram realizados em temperaturas de 0 a 30ºC, turbidez da água bruta em alguns casos superior a 80 UT e taxa de filtração de 9,6 $m^3/m^2.d$. Foi relatada elevada remoção de turbidez, com valores de turbidez efluente abaixo de 1 UT, e 82% dos valores inferiores a 0,3 UT.

Utilizando filtro lento amadurecido, Timms *et al.* (1995) inocularam cerca de 4 x 10^3 oocistos/L no filtro lento e não detectaram oocistos no efluente, obtendo remoção superior a 99,997% ou 4,51 log. Entretanto, esses resultados podem estar superestimados devido aos baixos volumes coletados e por não considerar o tempo de detenção no meio filtrante para iniciar a coleta de amostra.

Em um estudo mais recente, Dullemont *et al.* (2006) verificaram remoção de 5,3 log de oocistos de *Cryptosporidium* e 3,8 log de esporos de *C. perfringens* D10 pela filtração

lenta com *"*schmutzdecke*"* maduro (1121 dias em operação). Esses autores também relataram a remoção de 5,6 log de *E. coli* WR1 e 3,9 log do bacteriófago MS2.

Vieira (2002) analisou a filtração lenta com fluxos ascendente e descendente com duas taxas de filtração: 3 e 6 $m^3/m^2.d$. Foi constatado que os filtros lentos de fluxo ascendente e descendente com taxa de 3 $m^3/m^2.d$ e com fluxo descendente com taxa de 6 $m^3/m^2.d$ foram estatisticamente equivalentes. A filtração lenta ascendente com taxa de 3 $m^3/m^2.d$ foi o tratamento que alcançou as melhores remoções: 99,842% para oocistos de *Cryptosporidium* e 100% para cistos de *Giardia*. Para o mesmo tipo de tratamento o autor observou remoção de coliformes totais (97,579%), *Escherichia coli* (91,472%), esporos anaeróbios (97,937%) e aeróbios (-75,132%), e turbidez (92,822%). O microrganismo que apresentou taxa de remoção mais semelhante à dos protozoários foi o *Clostridium perfringens* (98,424%). Também foi observado que no filtro lento descendente o aumento da taxa de filtração, de 3 para 6 $m^3/m^2.d$, não afetou a remoção de (oo)cistos.

Em trabalhos realizados nas instalações pilotos do LAA-UnB foram avaliadas as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* e C. *perfringens*, *E. coli*, colifagos e *C. perfringens*, além da turbidez. Peralta (2005) realizou experimentos em filtros lentos operando com taxa de filtração de 3 $m^3/m^2.d$. Ao serem submetidos a picos de oocistos da ordem de 10^2 oocistos/L, os filtros lentos removeram de 98,41% a 99,91% de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e 97,2% da bactéria *C. perfringens*. A remoção de turbidez foi inferior à remoção de qualquer dos microrganismos estudados, provavelmente em função dos baixos valores de turbidez que caracterizavam a água bruta (inferiores a 5,0 UT em 97,8% das amostras). A eficiência de remoção de turbidez esteve entre 90,8% e 94,2% e os valores de turbidez efluente raramente excederam 0,3 UT.

Teixeira (2003) operou filtros lentos em escala piloto com taxas de filtração de 2, 3 e 4 $m^3/m^2.d$ e relatou remoção média de *E. coli* de 99,8 a 99,99%, de colifagos de 96,02 a 99,68% e de *C. perfringens* de 84,15 a 97,49%. As remoções encontradas estão de acordo com a literatura, sendo que apenas a remoção de *C. perfringens* se apresentou um pouco inferior ao usualmente relatado na literatura.

Deloyde *et al*. (2006), em experimento em escala piloto, avaliaram a eficiência de pré-filtro de pedregulho seguido de dois filtros lentos em série, relativamente pouco amadurecidos após 4 meses de operação em clima frio (10ºC) e operando com taxa de filtração de 9,6 $m^3/m^2.d$. Os autores relatam remoções médias de oocistos de *Cryptosporidium* de 3,8 log, sendo 2,9 log alcançados no primeiro filtro lento e 0,9 log no segundo filtro lento (as alturas do meio filtrante eram diferentes, 100 e 50 cm, respectivamente). No entanto, não foi citada a eficiência de remoção de oocistos pelo pré-filtro de pedregulho.

El-Taweel e Ali (2000) também realizaram experimentos com filtros lentos precedidos por pré-filtros preenchidos com vários tipos de materiais (pedregulho, areia, basalto, entre outros). Os autores observaram que o pré-filtro de pedregulho mais eficiente foi o composto por três camadas de pedregulho. Esse pré-filtro foi responsável pela remoção de: 84% de clorofila a, 71% de algas verdes, 86% de algas azuis, 87% de diatomáceas, 91% de algas, 93% de coliformes totais, 92% de coliformes fecais, 85% de estreptococos fecais, 95% levedura e 100% de *Candida albicans*.

Paterniani e Conceição (2004) avaliaram a filtração em múltiplas etapas (FIME) constituída de pré-filtro de pedregulho e filtro lento preenchido com areia grossa. Foram colocadas duas mantas sintéticas não tecidas, no topo do meio filtrante e outra abaixo da camada suporte, para facilitar a remoção da "schmutzdecke" na limpeza do filtro. Os autores testaram duas taxas de filtração, 2 e 4 $m^3/m^2.d$, e observaram que o aumento da taxa de filtração não afetou significativamente a eficiência do filtro lento em relação aos parâmetros turbidez, cor aparente e coliformes totais. O pré-filtro removeu 54% a 62% de turbidez e 2 a 50% de coliformes totais. Já o filtro lento removeu 96% e 93% da turbidez em relação à água bruta, operando com as taxas de filtração de 2 e 4 $m^3/m^2.d$, respectivamente. Com taxa de filtração igual a 2 $m^3/m^2.d$, a remoção de coliformes totais foi 99,9% no filtro lento em relação à água bruta. Ao aumentar a taxa para 4 $m^3/m^2.d$, essa porcentagem de remoção foi mantida.

Paterniani e Conceição (2004) concluíram que a tecnologia FIME é eficiente e barata ao usar materiais alternativos como areia grossa de construção. Porém, sabe-se que a eficiência de remoção de protozoários como *Cryptosporidium* depende do coeficiente de uniformidade e tamanho efetivo da areia usada. Além disso, areias com granulometria

uniforme são muito mais onerosas, o que torna o filtro lento eficiente na remoção de grande parte dos patógenos, porém com custo de implantação mais elevado.

Estudo desenvolvido por Souza e Bahia (2006) em escala real com FIME, na ETA Manhuaçu-MG, citada anteriormente no item 3.3, mostrou que, em um período de 7 meses consecutivos, o pré-filtro removeu de 8% a 86% da turbidez da água bruta e o filtro lento removeu de 70% a 91% da turbidez em relação à água bruta. Quanto à remoção de coliformes totais e fecais, os pré-filtros removeram 12% e 90%, respectivamente, enquanto que o filtro lento removeu 72% e 90% , respectivamente, em relação à água bruta. Os autores acreditam que o aumento da eficiência de remoção do pré-filtro levou ao aumento da carreira de funcionamento dos filtros lentos.

3.5. INDICADORES DE REMOÇÃO DE PROTOZOÁRIOS

Tendo em vista o alto custo e complexidade das análises de detecção de oocistos de *Cryptosporidium*, é necessário encontrar parâmetros que indiquem a eficiência de remoção de oocistos em processos de tratamento. Os parâmetros indicadores devem ser de fácil detecção e as análises devem ser de baixo custo para que possam ser freqüentemente realizados nas estações de tratamento de água.

Vários estudos vêm sendo desenvolvidos com o intuito de encontrar correlação entre a eficiência de remoção de outros microrganismos com a de oocistos de *Cryptosporidium* (Schuler *et al*., 1991; Fogel *et al*., 1993; Vieira, 2002; Peralta, 2005; Heller *et al*., 2006; Dullemont *et al*., 2006; DeLoyde *et al*., 2006; Hijnen *et al*., 2007). Outros estudos buscaram correlacionar a remoção de *Cryptosporidium* com os valores de turbidez no efluente tratado (Fogel *et al*., 1993; Vieira, 2002; Peralta, 2005; Heller *et al*., 2006). Entretanto, as opiniões dos autores não foram conclusivas.

Clostridium perfringens tem sido utilizado como indicador de contaminação fecal, pois sua incidência no meio aquático está constantemente associada a dejetos humanos. Por serem esporuladas, essas bactérias são muito resistentes à desinfecção e às condições adversas do meio ambiente. Além disso, a longevidade dos esporos na água é útil na detecção de contaminação fecal remota em situações em que outros indicadores menos resistentes, como coliformes, já não estão mais presentes.

Para mostrar a importância dada ao *C. perfringens* como indicador da presença de oocistos de *Cryptosporidium*, pode-se citar a Diretriz 98/83/CE da Comunidade Européia que impõe a realização de análise de *Cryptosporidium* em amostras positivas para a bactéria *C. perfringens* em 100 mL, realizadas em controles de rotina de águas superficiais.

Como já abordado, dentre os vários microrganismos avaliados, Vieira (2002) observou que o *C. perfringens* apresentou taxas de remoções mais semelhantes à dos protozoários (*Cryptospodium* e *Giardia*) em filtração lenta ascendente e descendente. O autor também observou que as curvas das concentrações de protozoários e as de turbidez do efluente dos filtros lentos não possuíam perfis semelhantes. Houve casos de picos de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente e a turbidez estava oscilando entre 1 e 2 UT.

Em um estudo em escala piloto com filtros lentos de fluxo ascendente e descendente e operado com taxa de 6 $m^3/m^2.d$, Heller *et al.* (2006) também relatam a similaridade entre as remoções dos protozoários e esporos de bactérias anaeróbias e *Clostridium perfringens*. As remoções de coliformes totais, turbidez e *E. coli* foram um pouco inferiores, porém da mesma ordem de remoção de protozoários.

Hijnen *et al.* (2007) avaliaram as remoções de *C. perfringens* e *Stephanodiscus hantzschii* por filtro lento amadurecido como potenciais indicadores de remoção de oocistos de *C. parvum*. Os autores relataram remoções de 4,7 log de oocistos de *Cryptosporidium*, 3,6 log de *C. perfringens* e 1,8 log de *E. hantzschii.* Com esses resultados, os dois últimos microrganismos foram considerados muito conservativos para serem indicadores de remoção de oocistos, por causa das diferenças de tamanho, propriedades da superfície e persistência no ambiente. De acordo com os autores, devido a maior remoção observada de oocistos de *Cryptosporidium,* estes parecem ser menos persistentes e mais susceptíveis a predação que o *C. perfringens* e *E. hantzschii*.

A presença de oocistos tem sido associada à turbidez na água filtrada. Assim, quanto maior a turbidez da água filtrada, maior seria a possibilidade de haver oocistos de *Cryptosporidium*. Para efeito de segurança, a Portaria 518 (BRASIL, 2004) estabeleceu

o limite máximo de 2,0 UT em 95% das amostras mensais de efluentes de filtração lenta.

No entanto, em alguns estudos não foi observada relação entre turbidez residual e remoção desse protozoário. LeChevallier *et al*. (1991), em estudo realizado em ETAs americanas, detectaram (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia* mesmo quando a turbidez da água tratada encontrava-se com valor médio de 0,19 UT. Assim, apesar dos valores de turbidez efluente terem atingido o limite à época regulamentado nos EUA para filtração convencional (≤ 0,5 UT para 95% das amostras mensais), essas amostras não estavam livres dos protozoários em questão. Contraditoriamente, 18% das amostras de água tratada que apresentaram resultados negativos de (oo)cistos não atingiram o valor regulamentado pela USEPA.

Ao analisar os dados apresentados pelos estudos de Fogel *et al.* (1993) sobre a turbidez efluente de filtros lentos em escala real (cálculos próprios), observa-se que a turbidez média dos efluentes positivos para protozoários é de 0,52 UT, enquanto que para os efluentes negativos a média é muito semelhante, 0,60 UT. Portanto, os resultados relatados por LeChevallier *et al*. (1991) e Fogel *et al*. (1993) demonstram que valores baixos de turbidez efluente não asseguram a ausência de (oo)cistos na água tratada.

Em escala piloto, Teixeira (2003) também observou que nem sempre baixos valores de turbidez efluente dos filtros lentos (≤ 1 UT) garantia baixa concentração ou ausência dos microrganismos (*E. coli*, colifagos e *C. perfringens*). O autor sugere que os valores de turbidez para o efluente de filtração lenta adotados na Portaria 518 (2 UT) parece ser elevado e merece uma reavaliação.

4 METODOLOGIA

Para avaliar a capacidade de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pela filtração lenta com ou sem pré-filtração em pedregulho, foram realizados experimentos em instalação piloto no Laboratório de Análise de Águas (LAA) do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental (ENC) da Universidade de Brasília (UnB).

A etapa experimental deste estudo foi subdivida em três fases: (i) fase preparatória que consistiu na montagem da instalação piloto e em testes preliminares; (ii) primeira fase que englobou a realização de experimentos com taxa de filtração de 3 $m^3/m^2.d$ (filtros lentos) e inoculações de oocistos de *Cryptosporidium*; (iii) segunda fase que caracterizou-se pelo uso de uma taxa de filtração dos filtros lentos maior, 6 $m^3/m^2.d$, e além de contaminar a água bruta com oocistos, foram inoculados esporos de *Clostridium perfringens*. Essas fases serão abordadas com detalhes no item 4.2 (desenvolvimento experimental).

A água utilizada para os experimentos era proveniente do Córrego do Torto, que abastece, juntamente com o lago Santa Maria, grande parte do Distrito Federal, incluindo o Plano Piloto, Lago Norte, Lago Sul, Paranoá, Cruzeiro, Sudoeste, Área Octogonal, Varjão e Itapuã. O Córrego do Torto nasce dentro do Parque Nacional de Brasília, pela junção do ribeirão Tortinho e do córrego Três Barras. O Córrego do Torto foi escolhido, por possuir baixas concentrações de algas e facilidade de acesso, pois a coleta de água era feita dentro da área de captação da CAESB. Diariamente, cerca de 400 L de água do córrego eram coletados em tambores plásticos e transportados ao laboratório para alimentar os filtros. A Figura 4.1 mostra o local onde a água dos experimentos era coletada.

Os oocistos de *Cryptosporidium* utilizados para contaminar a água bruta nos experimentos foram adquiridos do Laboratório de Parasitologia da Faculdade de Medicina do Triângulo Mineiro. A turbidez da água bruta era a original da própria água, sendo que em alguns experimentos a água filtrada produzida pelas unidades da instalação piloto era misturada à água do Córrego do Torto para se obter um valor de turbidez adequado para cada experimento. A fim de não alterar as características

naturais da água, optou-se por não produzir turbidez com o uso de algum tipo de argila, como bentonita como outros autores já efetuaram para alcançar valores de turbidez mais elevados (Vieira, 2002; Murtha e Heller, 2004; Heller *et al.*, 2006).

Figura 4.1: Local de coleta da água bruta para alimentar os filtros, Córrego do Torto, Brasília-DF.

4.1. INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

Em cada experimento (carreira de filtração) foram avaliados dois tipos de seqüência de tratamento:

- Seqüência 1: apenas filtração lenta (FLA1);

- Seqüência 2: pré-filtração em pedregulho com escoamento ascendente seguido de filtração lenta (PFPA+FLA2).

A escolha do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente para a realização deste estudo baseou-se na maior facilidade de construção e operação do filtro com fluxo vertical em laboratório e na facilidade da limpeza nos filtros com escoamento ascendente, pela simples descarga de fundo.

A água afluente às duas seqüências de tratamentos era proveniente do mesmo tanque de armazenagem de água bruta, permitindo que os tratamentos ocorressem em paralelo e

uma comparação mais confiável entre os mesmos. A Figura 4.2 mostra o fluxograma das seqüências de tratamento e a Figura 4.3 apresenta o esquema da instalação piloto.

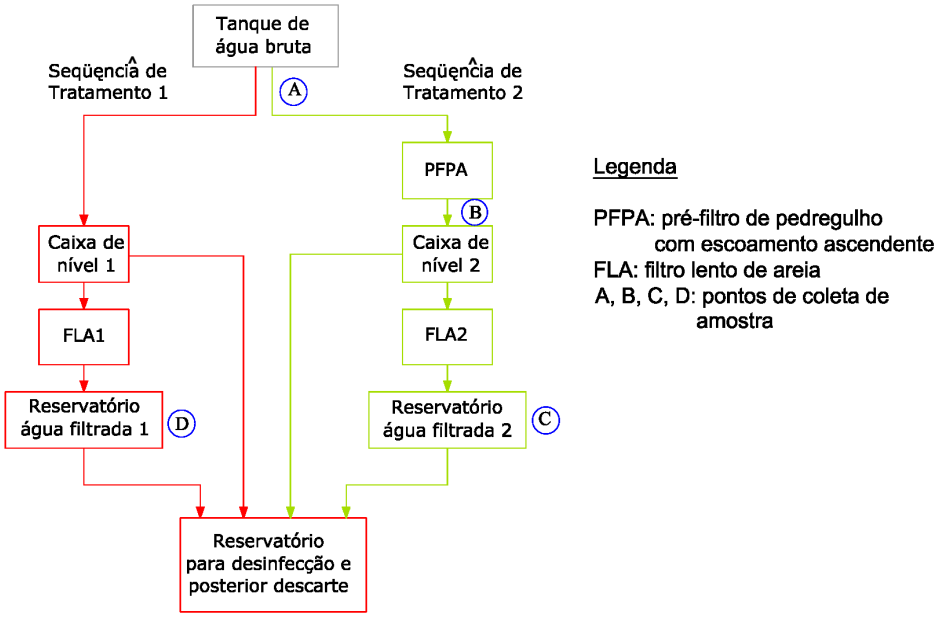


Figura 4.2: Fluxograma da instalação piloto.

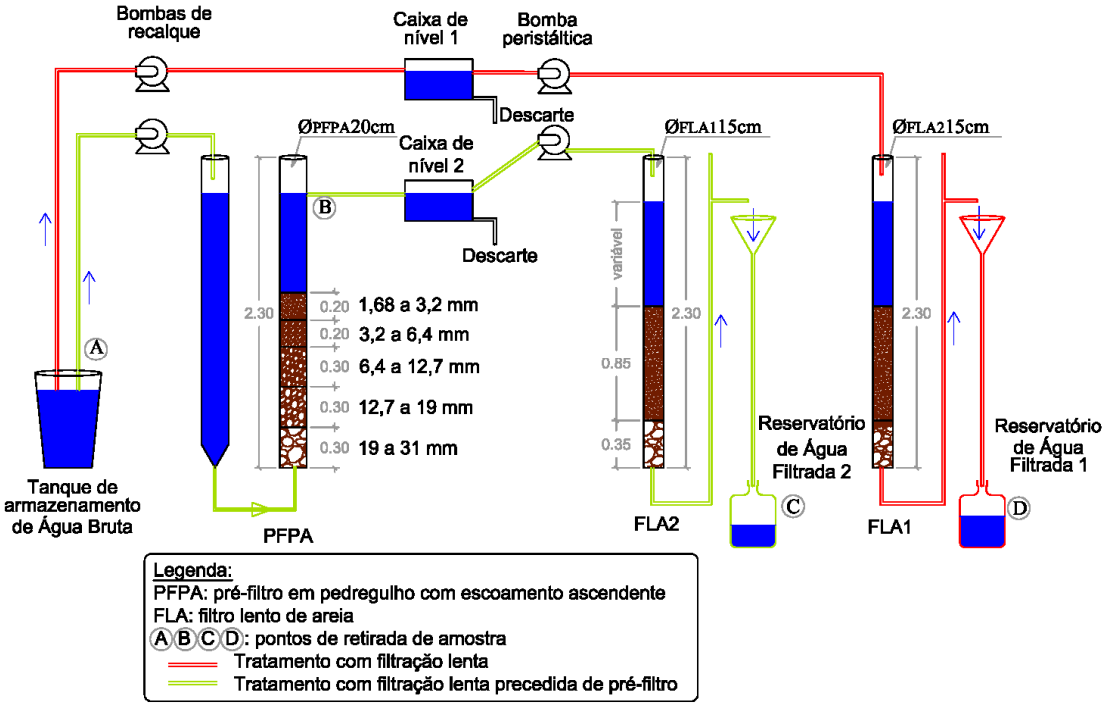


Figura 4.3: Esquema da instalação piloto.

A instalação piloto era constituída de um tanque de armazenamento de água bruta que alimentava, por meio de duas bombas de recalque independentes, o pré-filtro de

pedregulho ascendente da seqüência de tratamento 2 e a caixa de nível constante 1 da seqüência de tratamento 1 que, por sua vez, alimentava o filtro lento de areia 1 (FLA1). Após passar pelo pré-filtro, a água era encaminhada para a caixa de nível 2 e o excesso era descartado em reservatórios, onde a água descartada era então desinfetada com cloro livre (dosagem em torno de 100 mg/L). Após tempo de contato mínimo de 24 horas, o efluente desinfetado era lançado na rede de esgoto do laboratório. É importante mencionar que, embora o cloro seja considerado ineficaz na desinfecção de oocistos de *Cryptosporidium*, a condição de CT utilizada, superior a 7200 mg.min/L, é relatada na literatura (Di Bernardo e Dantas, 2005) como capaz de promover 2 log de inativação de oocistos.

O filtro lento 2 (FLA2) recebia a água da caixa de nível 2 por meio de uma bomba peristáltica de cabeçote duplo a qual também alimentava o FLA1. Dessa forma os filtros lentos recebiam vazões similares, portanto, operavam com taxas de filtração também similares. As caixas de nível constante, de geometrias iguais, tinham o papel de minimizar as flutuações de vazão na bomba peristáltica.

O pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente (PFPA) consistia em uma coluna de acrílico transparente com 20 cm de diâmetro interno, espessura da parede de 5 mm e altura de 2,30 m (Figura 4.4). O PFPA possuía cinco camadas sobrepostas, com espessuras de 20 e 30 cm cada (Tabela 4.1), de pedregulho e areia grossa, com granulometria na faixa de 31 a 1,68 mm, decrescendo no sentido do escoamento, conforme recomenda Di Bernardo *et al.* (1999).

Tabela 4.1: Parâmetros de projeto do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente adotados no presente estudo.

Parâmetro	Valor adotado
Taxa de filtração	10 $m^3/m^2.d$
Diâmetro interno	20 cm
Granulometria da camada suporte (fundo)	19 a 31 mm
Granulometria da primeira subcamada	12,7 a 19 mm
Granulometria da segunda subcamada	6,4 a 12,7 mm
Granulometria da terceira subcamada	3,2 a 6,4 mm
Granulometria da quarta subcamada (topo)	1,68 a 3,2 mm
Espessura das camadas	30 cm

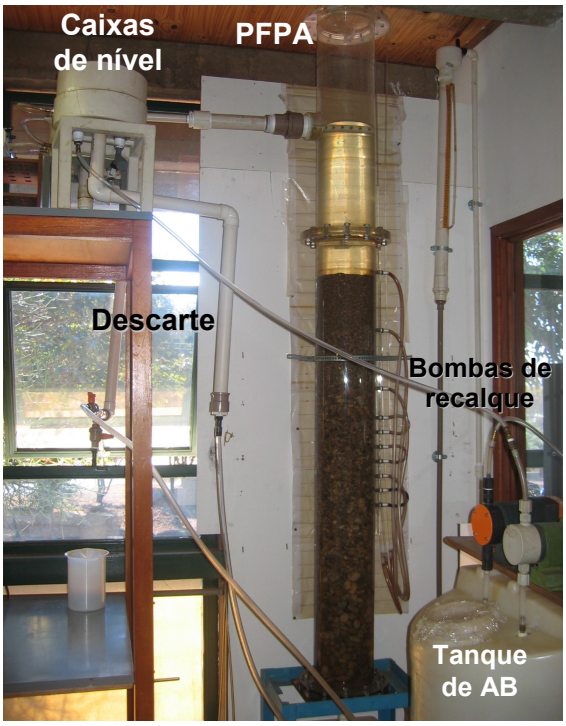


Figura 4.4: Instalação piloto do Pré-filtro de pedregulho com fluxo ascendente (PFPA)

A taxa de filtração adotada no PFPA foi de 10 $m^3/m^2.d$, dentro da faixa de 7,2 a 24 $m^3/m^2.d$, recomendada por Wegelin (1996). A opção por se trabalhar com valores de taxa de filtração baixos, está associada ao fato de ainda não haver estudos com avaliações criteriosas da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em pré-filtros de pedregulho com escoamento ascendente.

As colunas de acrílico utilizadas na etapa de filtração lenta possuíam 2,30 m de comprimento e 15 cm de diâmetro interno, com espessura da parede de 5 mm (Figura 4.5). Os filtros FLA1 e FLA2 eram similares em relação às características da camada suporte e do meio filtrante (ver Tabela 4.2). Seguindo os principais critérios de projeto propostos por diferentes autores (Castaño *et al.*, 1999; Wegelin, 1996; Haarhoff e Cleasby, 1991; Di Bernardo *et al.*, 1999), o tamanho efetivo da areia adotado foi de 0,27 mm e a profundidade do meio filtrante de 85 cm, com coeficiente de uniformidade (CU) igual a 1,9. Adotou-se um valor de coeficiente de uniformidade baixo, tendo em vista que Fogel *et al*. (1993) atribuíram a reduzida remoção de oocistos de *Cryptosporidium* obtida nos seus experimentos de filtração lenta (48%) aos valores de CU utilizados (3,5 e 3,8). A camada suporte dos filtros lentos tinha 35 cm de espessura, valor médio

especificado no item 3.3.4 e pedregulho com granulometria na faixa de 1,4 a 31 mm (Di Bernardo *et al.* 1999).

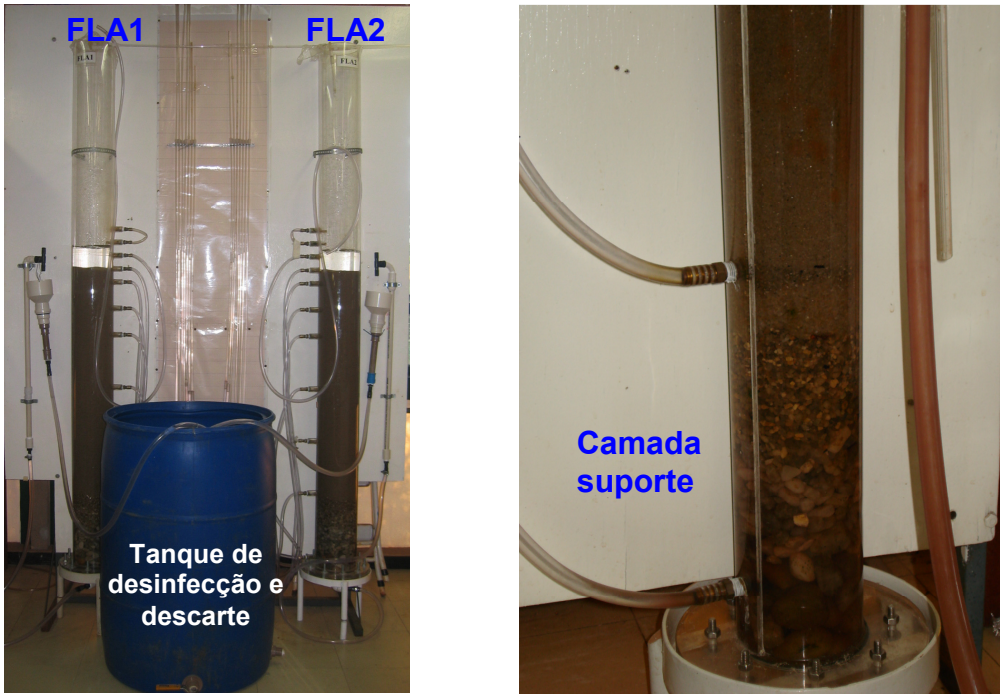


Figura 4.5: Instalação piloto dos Filtros lentos de areia (FLA1 e FLA2)

Tabela 4.2: Parâmetros dos filtros lentos adotados no presente estudo.

Parâmetro	Valor adotado
Taxa de filtração	3 $m^3/m^2.d$ (1ª fase) e 6 $m^3/m^2.d$ (2ª fase)
Diâmetro interno	15 cm
Diâmetro efetivo (d_{10})	0,27 mm
Coeficiente de uniformidade (CU)	1,9
Profundidade inicial do meio filtrante	0,85 m
Altura da água acima do meio filtrante	variável
Granulometria do pedregulho - camada suporte	1,4 a 31 mm
Espessura da camada suporte	0,35 m

Os filtros lentos eram operados em regime de 24 horas/dia, com taxa de filtração constante e nível de água sobre o meio filtrante variável. A taxa de filtração adotada para operação dos filtros lentos na primeira fase foi de 3,0 $m^3/m^2.d$, que se encontra dentro da faixa recomendada por diversos autores (Castaño *et al.*, 1999; Haarhorf e Cleasby, 1991; Di Bernardo *et al.*, 1999) para filtração lenta (2,5 a 10 $m^3/m^2.d$ – ver item 3.3.4). Esse valor também foi adotado em outros experimentos realizados no LAA (Teixeira, 2003; Peralta, 2005). Na segunda fase, cujo objetivo era avaliar a influência

da taxa de filtração do filtro lento na remoção de oocistos de *Cryptosporidium,* foi adotada a taxa de 6 m³/m².d. Além deste valor estar na faixa recomendada, o aumento da taxa de filtração, pode tornar a filtração lenta mais atrativa em função da maior produção efetiva de água.

Em cada um dos dois filtros lentos foram posicionados oito pontos para leitura de pressão, conforme mostra a Figura 4.6, sendo sete no meio filtrante e um na camada suporte. O objetivo das tomadas de pressão era controlar a evolução da perda de carga e da retenção das impurezas nas várias profundidades do filtro lento. Como vários estudos apontam maior desenvolvimento da perda de carga nos primeiros centímetros do meio filtrante, os dois primeiros pontos foram distanciados em 5 cm e os demais em 10 ou 20 cm, a depender da profundidade. Eram feitas leituras diárias do nível piezométrico em cada ponto do meio filtrante para o cálculo da perda de carga. A carga hidráulica disponível para operação dos filtros lentos era de cerca de 100 cm.

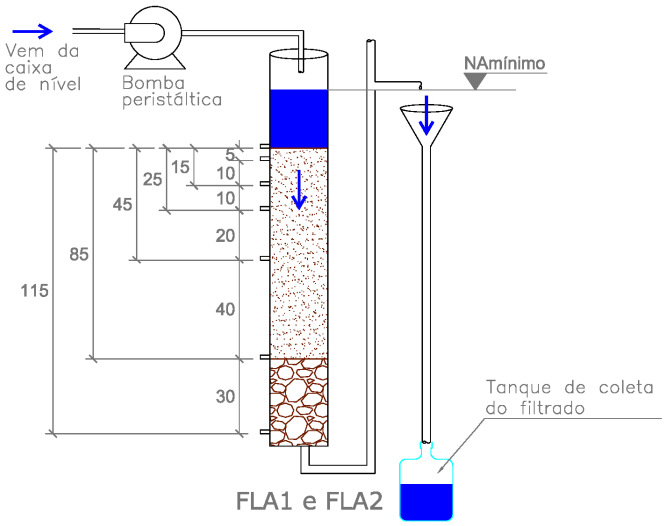


Figura 4.6: Detalhe das tomadas de pressão nos filtros lentos FLA1 e FLA2 para observação das perdas de carga nesses filtros..

4.2. DESENVOLVIMENTO EXPERIMENTAL

Fase preparatória: montagem da estação piloto e testes preliminares

Essa fase teve duração de 35 dias, do dia 18 de junho ao dia 22 de julho de 2007. Esse período foi destinado à remontagem da instalação piloto, aos testes preliminares e à familiarização com a operação da instalação e com as análises rotineiras de coliformes, turbidez, pH, alcalinidade, entre outros parâmetros.

Nos primeiros 25 dias, a instalação piloto foi montada e as colunas preenchidas com o meio filtrante. Para efeito de comparação e para dar continuidade aos estudos realizados no LAA, optou-se por montar os filtros lentos com areia de características granulométricas similares a dos estudos anteriores realizados por Teixeira (2003) e Peralta (2005). Antes de ser colocada no filtro, a areia foi lavada diversas vezes com água limpa e depois seca em estufa a 100ºC por cerca de 24 horas. Esse procedimento de secagem ajuda a remover impurezas aderidas aos grãos. Posteriormente a areia foi peneirada em seqüências de peneiras apropriadas e, com base na curva granulométrica adotada, foi possível determinar a massa necessária de cada fração de areia para compor o meio filtrante. Após a pesagem, as frações de areia foram misturadas, homogeneizadas e colocadas na coluna de filtração.

Em seguida, os filtros lentos foram alimentados com água destilada em fluxo ascendente com taxa de filtração bem inferior a 3 $m^3/m^2.d$, por aproximadamente quatro dias. Esse procedimento teve como objetivo eliminar o ar que por ventura estivesse presente nos poros do meio filtrante e que poderiam gerar caminhos preferenciais, prejudicando o funcionamento dos filtros.

O pré-filtro de pedregulho já se encontrava montado e para realizar sua limpeza, foi preenchido com água destilada várias vezes, sendo ainda dadas descargas de fundo. Esse procedimento foi realizado diversas vezes até a água de lavagem apresentar aspecto clarificado e o pedregulho parecer limpo. A descarga de fundo é eficiente para a limpeza do pré-filtro com fluxo ascendente, pois o pedregulho se encontra distribuído de cima para baixo em ordem crescente de tamanho. Essa distribuição facilita a passagem das impurezas com o elevado fluxo descendente conseguido ao abrir a válvula na parte inferior do filtro.

Com a instalação montada e as unidades limpas, foram iniciados testes com solução salina (NaCl) para determinar o tempo de detenção hidráulica nos filtros. Para isso, as unidades de filtração que estavam preenchidas com água destilada, foram alimentadas continuamente com a solução salina de condutividade conhecida e com as vazões pré-estabelecidas para este estudo (3 $m^3/m^2.d$ nos filtros lentos e 10 $m^3/m^2.d$ no pré-filtro). A condutividade do efluente de cada unidade foi monitorada e o tempo necessário para

substituição total da água na unidade foi considerado como o tempo de detenção. Os ensaios com o traçador salino foram realizados de forma independente para a unidade de pré-filtração em pedregulho e para as unidades de filtração lenta.

Considerando que o regime de escoamento é laminar e se aproxima do fluxo de pistão, o tempo que o traçador leva desde a entrada até a saída do filtro pode ser considerado como o tempo que uma partícula levará para percorrer todo o volume do filtro. Para esse estudo, a realização desse tipo de teste para determinação do tempo de detenção hidráulica foi adequada. Conhecendo os tempos de detenção em cada unidade de tratamento, foi possível determinar os horários de coleta de amostras após a inoculação dos microrganismos.

Primeira fase: Experimentos com inoculação de oocistos de *Cryptosporidium* com taxa de filtração dos filtros lentos igual a 3 $m^3/m^2.d$

A primeira fase teve como objetivos a avaliação do desempenho das duas seqüências de tratamento na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e a avaliação da existência de relação entre os parâmetros monitorados com taxa de filtração de 3 $m^3/m^2.d$. Essa fase foi iniciada no dia 23 de julho e terminou no dia 7 de dezembro de 2007.

Para alcançar esses objetivos, foram simulados diversos "picos de contaminação" variando a concentração inicial de oocistos, o período de amadurecimento dos filtros lentos, como mostra o esquema da Figura 4.7. O termo "pico de contaminação" indica que a água bruta que alimentava as seqüências de tratamento foi inoculada, ou seja, contaminada, com oocistos de *Cryptosporidium* e/ou *Clostridium perfringens* por um tempo determinado, geralmente de 24 horas.

Durante a alimentação dos filtros buscou-se fornecer água bruta com valores de turbidez moderados e baixos, compatíveis com a filtração lenta ou com a FIME. Porém, houve grande variação da turbidez durante os experimentos, tendo em vista a opção de utilizar água de manancial superficial, sujeito, portanto, a variações naturais. Neste estudo, os valores abaixo de 10 UT foram classificados como baixos e valores maiores que 10 foram considerados moderados.

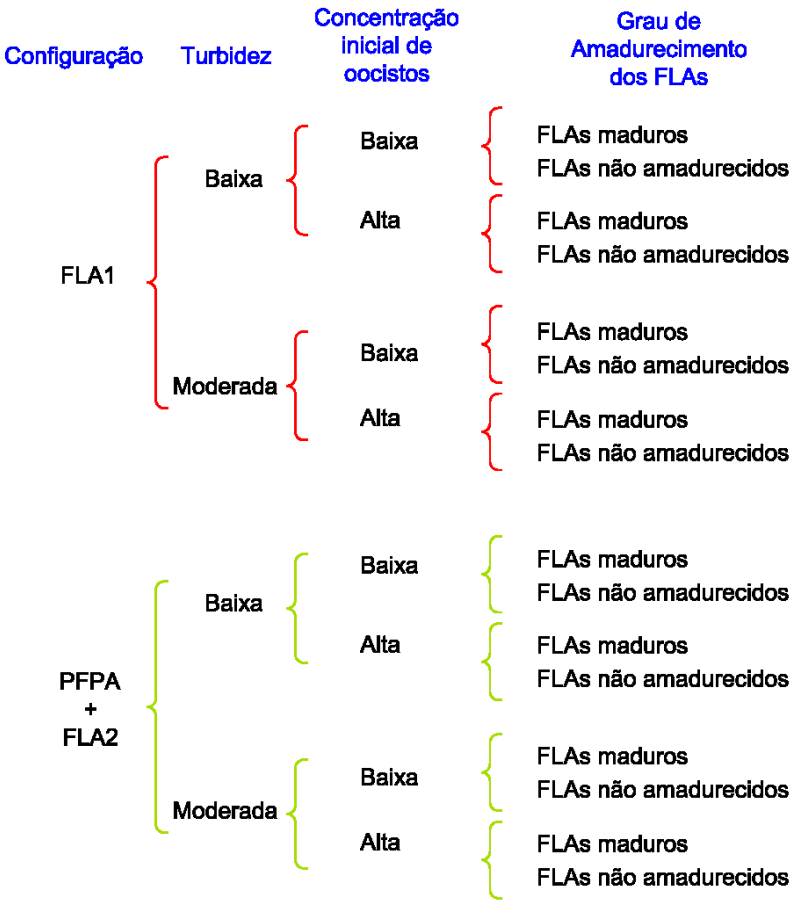


Figura 4.7: Esquema das variáveis dos experimentos da primeira fase.

Com relação à concentração inicial de oocistos de *Cryptosporidium*, procurou-se inocular valores próximos a 10^2 e 10^3 oocistos/L que, para efeito desse estudo seriam consideradas concentrações baixas e altas, respectivamente. Porém, de posse dos dados de quantificação, optou-se por classificar os experimentos com concentrações baixas aqueles nos quais foram inoculados menos de 5 x 10^2 oocistos/L e como concentrações altas aqueles experimentos com quantificação de oocistos superior a esse valor.

O grau de amadurecimento dos filtros foi classificado em função do número de dias transcorridos a partir do momento em que os filtros lentos eram colocados em carga, após a remoção da camada biológica superficial. Em geral, a remoção da camada biológica superficial era realizada em função da elevação da perda de carga nos filtros lentos, pois a carga hidráulica disponível era de 1 m, ou em função da necessidade de se testar uma nova variável na fase experimental. A remoção da camada biológica superficial era feita por meio do sifonamento de aproximadamente 1 cm do meio

filtrante e a areia não era reposta, para evitar períodos de amadurecimento mais longos que os observados quando areia limpa é reposta na superfície do meio filtrante (ver item 3.4.2).

De acordo com pesquisas prévias realizadas no LAA, tinha-se o conhecimento que seriam necessários cerca de 15 dias para os filtros lentos amadurecerem biologicamente quando a areia se encontrasse estéril, o que foi confirmado pelos resultados de remoção de turbidez e coliformes totais no primeiro experimento. O período de amadurecimento foi identificado com base no monitoramento dos valores de turbidez, coliformes totais e *E. coli* na água bruta e filtrada, além da perda de carga nos filtros lentos. O pré-filtro de pedregulho também foi operado durante a etapa de amadurecimento para permitir o desenvolvimento da sua maturidade biológica.

Durante os períodos de amadurecimento, tanto o FLA1 como o FLA2 eram alimentados pelo efluente do PFPA para que ambos alcançassem um grau de maturidade semelhante. O FLA1 somente recebia água diretamente do tanque de água bruta enquanto durassem os picos de contaminação e durante o tempo necessário para a retirada das amostras dos filtrados.

Nessa fase experimental, após o período de amadurecimento dos filtros lentos, foram executados os picos de contaminação com determinada concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e duração de 12 ou 24 horas, e turbidez natural da água bruta. Após os tempos de detenção da água nas diferentes unidades de filtração, determinados na fase preparatória, eram iniciadas as coletas das amostras do efluente das unidades. As amostras eram coletadas por tempo equivalente à duração do pico, constituindo assim, de amostra composta. Porém, para efeito de análise, foram descartados os efluentes do PFPA e FLAs equivalentes às primeira e a última horas de alimentação para evitar a mistura com água bruta não contaminada.

Assim, considerando-se um pico de 24 horas, taxa de filtração dos filtros lentos de 3 m^3/m^2.d e a área da seção transversal de cada FLA (diâmetro igual a 15 cm), o volume de efluente para detecção de oocistos de *Cryptosporidium,* desconsiderando a primeira e a vigésima quarta hora, ou seja, em 22 horas de coleta, era de aproximadamente 48,6 L, conforme a Equação 4.1.

$$Volume = t_{FLA} \times A \times \frac{(t_p - 2)}{t_p}$$ Equação 4.1

Em que:

t_{FLA}: taxa do filtro lento em m/h;

A: área da seção transversal do filtro lento em m²;

t_p: tempo de pico em h, nesse caso 24 horas.

Supondo que a concentração inicial de oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta fosse de 10^2 por litro e a eficiência global do sistema fosse de 2 log (99%), a água filtrada apresentaria 1 oocisto/L. Em 48,6 L de água filtrada haveria 48,6 oocistos. Considerando uma recuperação da ordem de 50% no procedimento de concentração e separação do método de detecção, ainda restariam 24,3 oocistos para serem identificados nas lâminas de contagem.

De forma similar, se a eficiência fosse de 3 log (99,9%) ainda restariam 2,4 oocistos para contar, o que é possível no método utilizado. Se a eficiência fosse maior ou igual a 4 log (99,99%) provavelmente não seria detectada a presença de cistos nessa condição inicial. Entretanto, essa eficiência seria passível de quantificação se concentrações maiores que 10^3oocisto/L fossem utilizadas.

Segunda fase: Experimentos com inoculação de oocistos de *Cryptosporidium* e *Clostridium perfringens* com taxa de filtração nos filtros lentos igual a 6 m³/m².d durante os picos de contaminação

A segunda fase teve início no dia 14 de janeiro e foi finalizada no dia 19 de março de 2008. Essa fase teve como objetivo a avaliação da influência da adoção de um valor mais alto da taxa de filtração dos filtros lentos, elevando-a para 6 m³/m².d, durante a realização dos picos de contaminação. O aumento da taxa de filtração significa uma grande economia nos custos de implantação devido ao alto custo da areia do meio filtrante dos filtros lentos.

Antes de iniciar a segunda fase, os filtros lentos tiveram a parte superficial de suas camadas biológicas removidas e o PFPA foi limpo a partir da realização de várias descargas de fundo. Nessa fase, além de inocular oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta durante os picos de contaminação, foram inoculados esporos de *C. perfringens* com o objetivo de avaliar o emprego de *C. perfringens* como indicador da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Na segunda fase não foram realizados experimentos com turbidez inicial baixa (≤ 10 UT) devido ao período de chuvas. A Figura 4.8 mostra as principais variáveis dos experimentos da segunda fase.

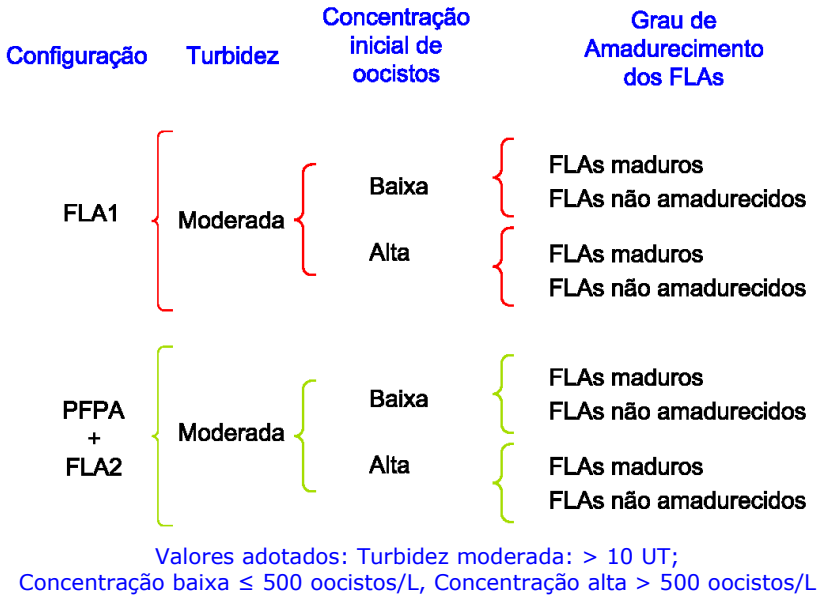


Figura 4.8: Esquema das variáveis dos experimentos da segunda fase.

Durante a operação das seqüências de tratamento desta fase, optou-se por operar os filtros com taxa de 6 $m^3/m^2.d$ somente durante os picos de contaminação para minimizar o aumento acelerado da perda de carga nos FLAs, ou seja, quando a água bruta não estava contaminada com oocistos de *Cryptosporidium* e *C. perfringens* os filtros eram operados com taxa de 3 $m^3/m^2.d$. Algumas horas antes da realização do pico (cerca de 12 horas, período suficiente para ocorrer toda a troca de água no interior dos filtros lentos e sua adaptação com a nova taxa de filtração), a taxa de filtração dos filtros era elevada para 6 $m^3/m^2.d$ e assim permanecia até que toda água bruta do pico de contaminação fosse filtrada. Após esse período, a taxa de filtração dos FLAs era

novamente reduzida para 3 m³/m².d. Por essa razão, nessa fase experimental, os valores de perda de carga dos filtros lentos não são apresentados, pois não têm sentido prático.

Finalmente, vale ressaltar a estratégia experimental adotada tanto na primeira como na segunda fases, em que o FLA1 foi diretamente alimentado com água do tanque de água bruta apenas durante a execução dos picos de contaminação. Quando não eram realizados os picos de contaminação, o FLA1 era alimentado pelo efluente do PFPA, da mesma forma que o FLA2. Com isso, minimizou-se o efeito de estágios diferentes de amadurecimento dos filtros lentos e a comparação entre as duas seqüências de tratamento tornou-se mais confiável.

4.3. PARÂMETROS MONITORADOS

Além da turbidez, coliformes totais, *E. coli* e perda de carga, também foram monitorados: temperatura da água afluente aos filtros lentos, pH, alcalinidade e em alguns experimentos, absorbância a 254 nm. As análises de pH e alcalinidade tiveram como objetivo o monitoramento da qualidade das amostras, principalmente de água bruta, para compreensão de eventos anormais, caso ocorressem.

Os métodos de determinação da maioria dos parâmetros físico-químicos e os métodos de quantificação de coliformes totais e *E. coli* seguiram as recomendações do "Standard Methods for Examination of Water and Wastewater" (APHA, 1998). Os métodos analíticos utilizados para o monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos estão resumidos na Tabela 4.3.

Tabela 4.3: Métodos de determinação utilizados neste estudo.

Parâmetro	Método de determinação
Turbidez	Nefelométrico
pH	Potenciométrico
Temperatura	Termômetro digital
Alcalinidade	Titulométrico
Perda de carga	Nível piezométrico
Absorbância a UV 254nm	Espectrofotométrico
Cryptosporidium parvum	Método 1623 – USEPA *
Clostridium perfringens	Método dos tubos múltiplos, redução do sulfito*
Coliformes totais e *E. coli*	Substrato cromogênico ONPG-MUG, Colilert®

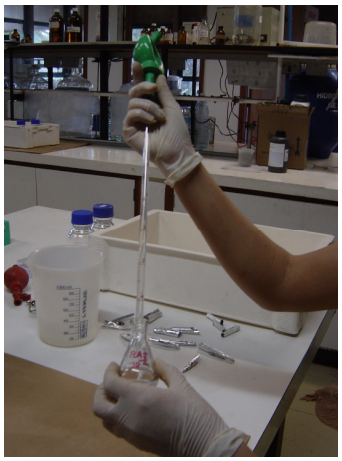
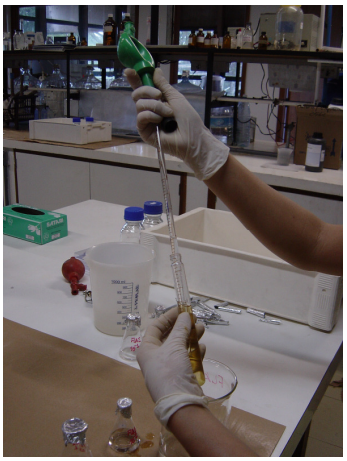
*: só realizado durante os picos

Pelo método 5910-Absorção de UV por constituintes orgânicos do "Standard Methods" (APHA, 1998), os valores de absorbância de raios UV com comprimento de onda de 254 nm indicam a presença de carbono orgânico, pois estes compostos absorvem a radiação UV proporcionalmente a sua concentração. Os valores de absorbância da amostra não filtrada indicam a presença de carbono orgânico total, ao filtrar a amostra com uma membrana de 0,45 μm, mede-se o carbono orgânico dissolvido.

Assim, para avaliar a influência dos meios de cultura e preservação dos microrganismos inoculados no desempenho dos filtros, foram medidos os valores de absorbância das amostras coletadas. A diferença entre a absorbância afluente e efluente de cada filtro sugere a remoção de carbono orgânico nessa unidade, quer seja pelo consumo pelos organismos presentes no filtro, quer seja pela retenção no meio filtrante.

Para a determinação de coliformes totais e *E. coli* utilizou-se o método do substrato cromogênico ONPG–MUG, na sua versão patenteada, Colilert®. Para a detecção da bactéria *Clostridium perfringens*, foi utilizada a técnica dos tubos múltiplos, segundo método proposto pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental de São Paulo – CETESB (CETESB, 1993). Para a análise de oocistos de *Cryptosporidium parvum* empregou-se o método 1623 desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA, 2005).

O método de detecção de *Clostridium perfringens* é dividido em ensaios presuntivo e confirmativo. Neste estudo, tendo em vista que os organismos foram inoculados, foram realizados apenas os ensaios presuntivos. No ensaio presuntivo, feito em meio diferencial enriquecido para clostrídios, contendo sulfito, as amostras eram diluídas, inoculadas nos tubos e incubadas a 35ºC ± 0,5ºC durante 48 ± 3 horas em condições de anaerobiose. Após esse período, o enegrecimento do meio, resultante da redução do sulfito pelos clostrídios, era considerada prova positiva da presença dos clostrídios na amostra. Com os resultados positivos dos tubos das séries de diluições, determinava-se o número mais provável de bactérias na amostra a partir da consulta às tradicionais tabelas de combinação de resultados. A Figura 4.8 mostra as principais etapas da técnica dos tubos múltiplos.

(A)  (B) 

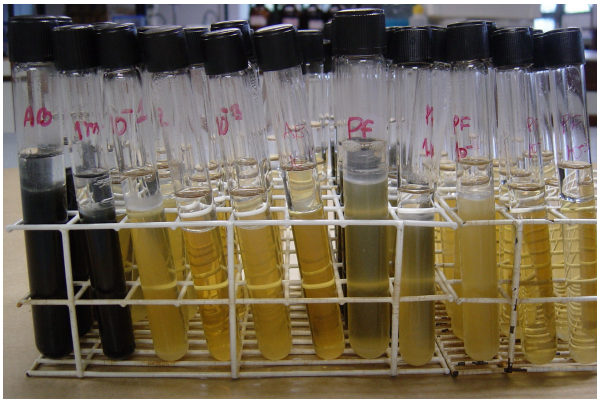
(C) 

Figura 4.9: Método dos Tubos Múltiplos para detecção de *Clostridium perfringens* proposto pela CETESB, (A) diluição da amostra; (B) inoculação nos tubos e (C) tubos após a incubação de 48 h a 35ºC.

O método 1623 (USEPA, 2005) para detecção de oocistos de *Cryptosporidium* sp. e cistos de *Giardia* spp. está descrito no Apêndice E, transcrito de Fagundes (2006). Em termos gerais, este método consiste na concentração de oocistos presentes em uma amostra por meio de filtração, eluição, centrifugação, seguida de separação imunomagnética e contagem dos oocistos. Na etapa de filtração, a amostra passa por um filtro para que os oocistos sejam retidos. Em seguida, na etapa de eluição, as partículas no filtro são recuperadas pela descompressão e compressão do filtro de espuma. O eluato passa por outro processo de filtração por membrana, de forma que as partículas e os oocistos fiquem retidos na membrana. Então, a membrana é lavada e o material de lavagem é transferido para tubos cônicos e centrifugado para concentração do material particulado.

Em seguida é realizada a etapa de purificação, que no método adotado consiste na separação imunomagnética dos oocistos. Os oocistos são magnetizados pela ligação a

grânulos magnéticos conjugados a anticorpos monoclonais anti-*Cryptosporidium* e separados seletivamente do restante do material por meio de campo magnético. Após a separação, os materiais estranhos são descartados. Na etapa de enumeração, os oocistos são identificados e enumerados com o auxílio de microscópio de fluorescência (FITC), contraste de interferência diferencial (DIC) e coloração do ácido nucléico pelo DAPI (4'6-diamidino-2-fenilindol).

4.3.1. Caracterização da camada biológica dos FLAs e do biofilme do PFPA

Foi realizada uma caracterização simples do zooplâncton e fitoplâncton presente nos filtros, tendo em vista a importância da predação como mecanismo biológico de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, como já citado no item 3.2.2.1. Para tanto, a camada biológica superficial dos filtros lentos foi retirada por sifonamento após alguns experimentos. Com o mesmo objetivo de identificar e quantificar os organismos que colonizaram o filtro, frações do biofilme desenvolvido no PFPA também foram submetidas à análise. As amostras do biofilme do PFPA foram coletadas através da válvula de descarga do filtro.

O sifonamento era realizado para remover a camada mais superficial do meio filtrante de forma uniforme. A camada superficial era sifonada juntamente com a água presente na coluna de água acima do meio filtrante. As amostras de camada biológica removidas eram dispostas em recipiente plástico diferentes para cada filtro, sendo cuidadosamente homogeneizadas por agitação com bastão de vidro para promover o desprendimento do biofilme dos grãos de areia. Após alguns instantes da homogeneização, necessários para a areia sedimentar, alíquotas de 50 mL da suspensão eram transferidos para três tubos cônicos de centrífuga, com cuidado para não coletar areia junto com essa alíquota.

O material coletado nos tubos cônicos era imediatamente fixado com Lugol acético para a quantificação do fitoplâncton (tubo cônico 1) e com Formalina a 4% para efetuar a quantificação do zooplâncton (tubo cônico 2). Adicionalmente, as amostras foram caracterizadas *in vivo* (tubo cônico 3) mediante observações em microscópio fotônico Leica, empregando-se a técnica de campo claro. A análise qualitativa das comunidades foi realizada com o auxílio da literatura especializada (Bourrelly, 1985, 1988; Bicudo e Menezes, 2006; Streble e Krauter, 1987).

Previamente à quantificação do fitoplâncton e do zooplâncton, a camada biológica nos tubos cônicos de centrífuga era concentrada por sedimentação, seguida da retirada de 45 mL de sobrenadante. Os 5 mL de sobrenadante restantes eram homogeneizados junto com a camada biológica sedimentada. Imediatamente, 30 μL dessa mistura eram depositados em lâmina comum e cobertos com lamínula de dimensões 24 x 24 mm, em cujas bordas colocavam-se vaselina líquida para evitar a secagem da preparação. As contagens foram efetuadas em triplicata, mediante visualização em microscópio fotônico Leica, usando a técnica de campo claro e aumento de 100 vezes. A densidade fitoplanctônica e zooplantônica foi estimada como número de organismos por grama de biofilme conforme a Equação 4.2.:

$$N = \frac{n \times V}{0{,}03 \times P} \qquad \text{Equação 4.2}$$

Em que:
N: número de organismos por grama de biofilme (org/g),
n: número de organismos contados em 30 μL de amostra concentrada,
V: volume de amostra concentrada (mL),
P: peso de biofilme (g).

Para se obter o peso da camada biológica coletada, alíquotas de 50 mL da amostra eram transferidas para tubos cônicos de centrífuga da mesma capacidade, previamente pesados em balança analítica para obtenção da tara. Os tubos contendo a mistura camada biológica-água eram centrifugados por 15 minutos a 5.000 G. Após a centrifugação o sobrenadante era descartado e o tubo de centrífuga com o "pellet" formado durante a centrifugação era pesado novamente. O peso do biofilme ("pellet") foi então obtido como a diferença entre o peso do tubo e do biofilme juntos e a tara do tubo de centrífuga.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Inicialmente são apresentadas as atividades da fase preparatória, ou seja, a montagem da estação piloto e os testes preliminares. Em seguida, são expostos os resultados das primeira e segunda fases, que compõem a etapa experimental propriamente dita, em que foram variados os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium,* e, posteriormente, a taxa de filtração no filtro lento, além da inoculação de esporos de *Clostridium perfringens*. São mostradas também a caracterização e contagem dos organismos presentes na camada biológica dos filtros lentos e no biofilme do pré-filtro.

5.1. FASE PREPARATÓRIA

A fase preparatória teve duração de 35 dias e foi realizada do dia 18 de junho ao dia 22 de julho de 2007. A instalação piloto foi remontada e o meio filtrante de areia foi lavado, secado e peneirado para o preenchimento dos filtros lentos. Foram selecionadas areias de forma a seguir a curva granulométrica apresentada na Figura 5.1, similar à curva obtida por Peralta (2005). O Apêndice A apresenta a determinação das massas de areia em cada faixa de tamanho.

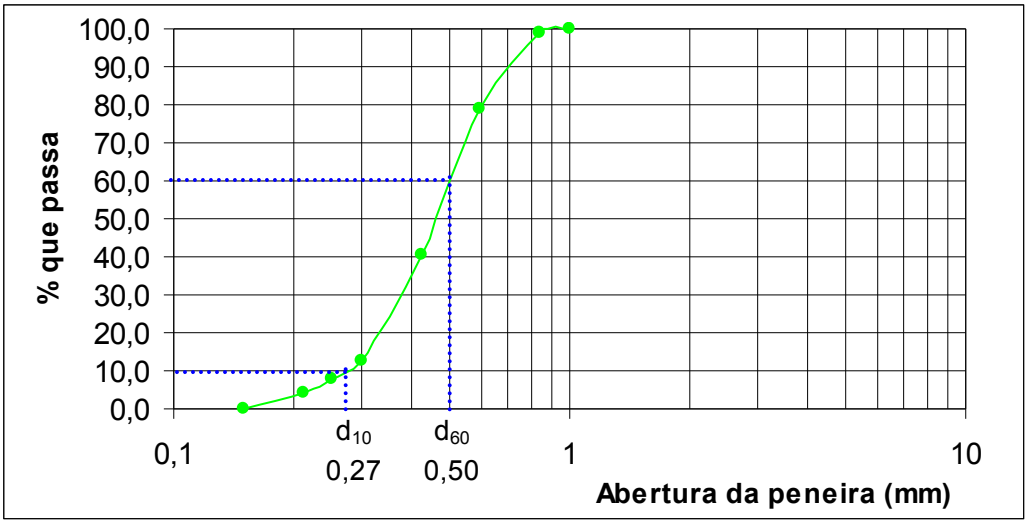


Figura 5.1: Curva granulométrica do meio filtrante dos filtros lentos FLA1 e FLA2.

Como pode ser visto na Figura 5.1 o d_{10} e d_{60} obtidos atendem ao proposto no item 4.1 da Metodologia, recomendados para filtração lenta.

Ainda nessa fase foram realizados testes para determinação do tempo de detenção hidráulica nos filtros com alimentação contínua de solução salina (NaCl), como descrito no capítulo 4. Os resultados obtidos para o pré-filtro de pedregulho e filtros lentos são apresentados respectivamente nas Figuras 5.2 e 5.3.

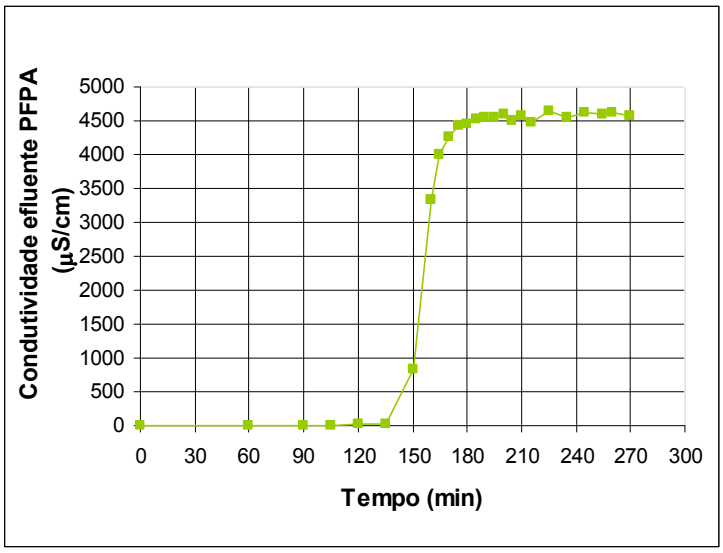


Figura 5.2: Curva da condutividade do teste com solução salina no PFPA para taxa de filtração de 10 m³/m².d.

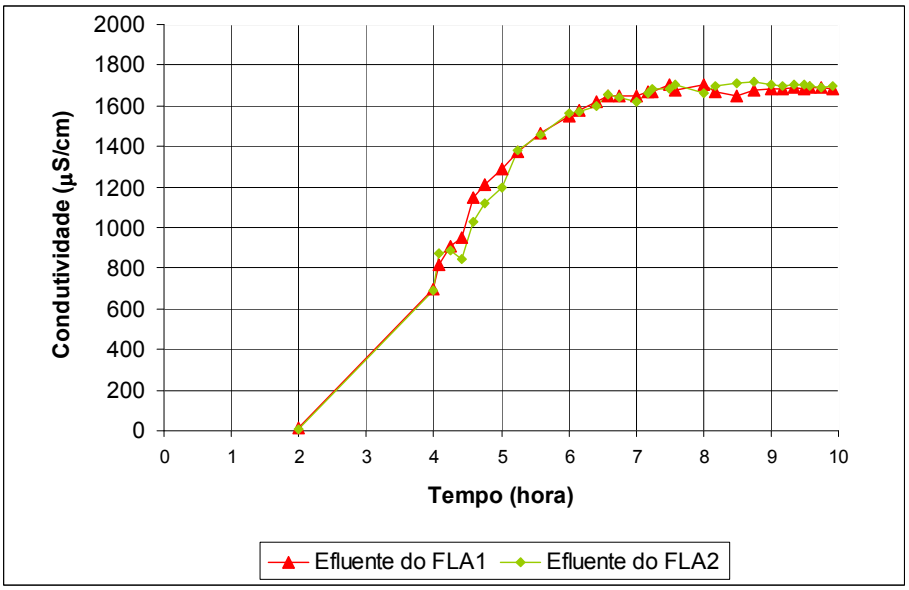


Figura 5.3: Curva da condutividade do teste com solução salina no FLA1 e FLA2 para taxa de filtração de 3 m³/m².d.

Na Figura 5.2 observa-se que a partir de 240 minutos (4 horas) a água efluente PFPA apresentou valor de condutividade aproximadamente constante e muito próxima ao da solução salina (4530 µS/cm). Assim, a fração de água efluente coletada a partir desse

tempo é representativa da água alimentada 4 horas antes, mesmo considerando os efeitos de mistura com a água previamente presente nas unidades.

Como pode ser visto na Figura 5.3, os ensaios com filtros lentos foram realizados em paralelo e os valores de condutividade do efluente se assemelham, indicando um comportamento similar dos filtros. Com relação ao tempo de detenção nos filtros lentos (Figura 5.3), observa-se que a estabilidade da condutividade do efluente ocorre a partir de cerca de 9 horas após o início da alimentação. Ou seja, a água destilada que se encontrava nos interstícios do meio filtrante e camada suporte é plenamente substituída após 9 horas.

Conhecendo os tempos de detenção em cada unidade de tratamento, foi possível definir o horário de inoculação dos oocistos de *Cryptosporidium* na água que alimenta as unidades. O horário de início das coletas de amostras de efluentes também foi definido sem correr o risco dos resultados apresentarem valores residuais subestimados pelo efeito diluição, em função da água que já estava presente em cada uma das unidades filtrantes antes do início do pico de contaminação.

5.2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA

A Tabela 5.1 apresenta os parâmetros analisados na água bruta provinda do Córrego do Torto para alimentar as unidades durante as fases experimentais. Devido a grande variação de alguns parâmetros como turbidez e coliformes, optou-se por dividir a Tabela 5.1 entre período de seca e de chuva.

Analisando os dados da Tabela 5.1, observa-se que os valores de turbidez, coliformes totais e *E. coli* da água bruta apresentaram amplas variações nos períodos de seca e chuva. A turbidez da água bruta variou de 1,6 a 205 UT, com valores médios de 2,3 ± 0,35 UT e 23 ± 37 UT nas épocas de seca e chuva, respectivamente. Os valores de pH foram próximos da neutralidade e não variaram muito, mantendo-se acima de 6,0 em 82% das amostras analisadas. Pode-se dizer que os valores de pH da água bruta são característicos de águas superficiais. A alcalinidade manteve-se baixa e sem muita variação, entre 1 e 4 mg $CaCO_3$/L, o que significa que a sua capacidade tampão era pequena.

Tabela 5.1: Parâmetros analisados da água bruta durante todas as fases do estudo.

	Turbidez (UT)	pH	Alcalinidade (mg $CaCO_3$/L)	Absorbância (UV_{254nm}) da amostra filtrada*	Absorbância (UV254nm) da amostra não filtrada*	Coliformes Totais (NMP/ 100mL)	*E. coli* (NMP/ 100mL)
Período de estiagem – 23 de julho a 30 de setembro de 2007							
Faixa de variação	1,6 a 3,6	6,2 a 6,5	2,5 a 3	SD	SD	$1,2 \times 10^3$ a $2,6 \times 10^4$	ND a $4,3 \times 10^2$
Média aritmética	2,3	6,3	2,9	SD	SD	$5,6 \times 10^3$	$6,2 \times 10^1$
Desvio padrão	0,35	0,15	0,3	SD	SD	$4,9 \times 10^3$	$7,9 \times 10^1$
Período chuvoso – 1 de outubro de 2007 a 19 de março de 2008							
Faixa de variação	2,0 a 205	5,1 a 6,7	1 a 4	0,018 a 0,088	0,071 a 0,370	2 a $>4,8 \times 10^5$	ND a $6,3 \times 10^3$
Média aritmética	23	6,2	2,7	0,053	0,151	$1,2 \times 10^4$	$5,6 \times 10^2$
Desvio padrão	37	0,28	0,5	0,017	0,069	$1,7 \times 10^4$	$1,1 \times 10^3$

SD: sem dados ND: não detectado

*: amostra filtrada com uma membrana de 0,45 μm, conforme o Método 5910 do "Standard Methods" (APHA, 1998)

A concentração de coliformes totais variou entre 2 e > 4,8 x 10^5/100mL, sendo que 96,4% dos valores foram da ordem de 10^3 e 10^4/100mL. As contagens de *E. coli* na água bruta estiveram abaixo do limite de detecção em 18% dos casos, na maioria das vezes, durante a época da seca. O valor máximo detectado de *E. coli* foi de 6,3 x 10^3/100mL.

5.3.PRIMEIRA FASE

A partir do dia 23 de julho de 2007 foi iniciada a primeira fase experimental. Os filtros foram colocados em operação com água do Córrego do Torto, sendo que o primeiro pico de contaminação com oocistos de *Cryptosporidium* só ocorreu após 51 dias de operação. Devido ao atraso na entrega de materiais e reagentes para a análise de oocistos, a primeira fase foi subdivida em duas etapas: estudos preliminares e experimentos com inoculação de oocistos.

5.3.1. Estudos preliminares

Os estudos preliminares visaram a melhor compreensão do comportamento dos filtros lentos precedidos pelo pré-filtro de pedregulho em relação à remoção de parâmetros como turbidez e coliformes. Além disso, foram monitoradas as perdas de carga nos filtros lentos. As Figuras 5.4 a 5.6 apresentam os resultados obtidos nos estudos preliminares realizados sem a inoculação de oocistos de *Cryptosporidium*.

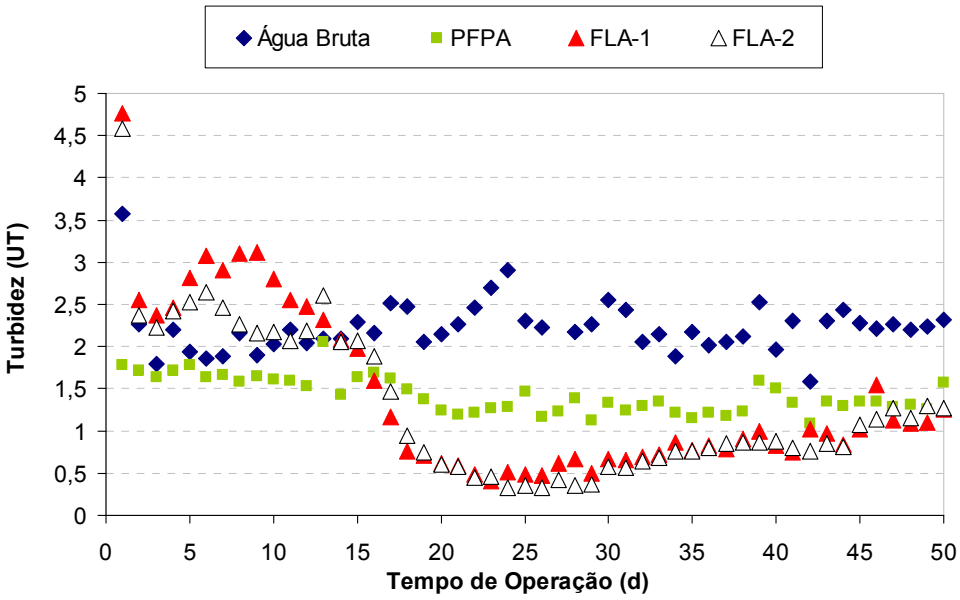


Figura 5.4: Comportamento da turbidez nas unidades de filtração nos primeiros 50 dias da primeira fase (estudo preliminar).

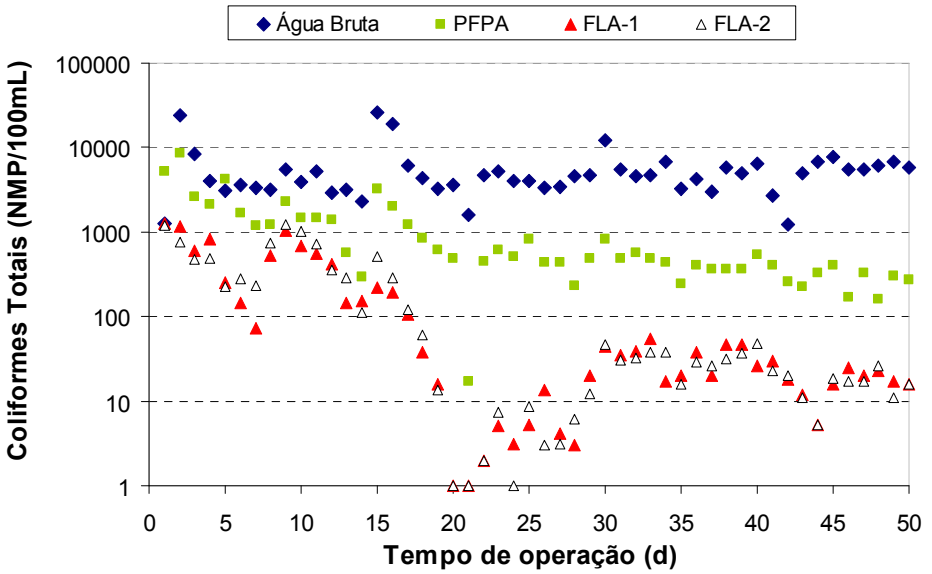


Figura 5.5: Comportamento de coliformes totais ao longo do tempo de operação das unidades de filtração durante os estudos preliminares.

As Figuras 5.4 e 5.5 mostram os valores de turbidez e de coliformes totais na água bruta, desde o primeiro dia em que os filtros foram colocados em operação (23 de julho), ao dia 10 de setembro de 2007, um dia antes da primeira inoculação de oocistos de *Cryptosporidium* (experimento E1).

Ao comparar as Figuras 5.4 e 5.5, nota-se que o comportamento dos coliformes totais apresentou similaridade com o da turbidez nos efluentes das diferentes unidades de filtração. No início da carreira de filtração verificou-se instabilidade na qualidade dos efluentes dos filtros lentos tanto em termos de turbidez quanto de coliformes totais. Na seqüência, registrou-se um período de melhora da qualidade dos efluentes seguido de nova elevação dos valores de turbidez e coliformes totais, até aparente tendência de estabilização.

Da Figura 5.4, observa-se que até o 15º dia de operação, os valores de turbidez nos efluentes dos filtros lentos foram superiores aos valores do efluente do PFPA e até mesmo aos da água bruta. Schuler *et al.* (1991) relatam comportamento análogo: por dois meses os valores de turbidez efluente foram maiores que do afluente, apesar de ter sido realizada retrolavagem por algumas horas a 175 m/d para remover o material fino, responsável pela turbidez. Os autores relatam que o meio filtrante ficou parcialmente estratificado, o que pode ter facilitado a passagem de partículas.

Esse comportamento sugere que a lavagem da areia realizada antes da montagem dos filtros lentos não foi eficaz e as impurezas presentes na areia foram arrastadas nesses primeiros dias. Isso se deve ao fato de que a areia utilizada para montagem dos FLAs foi retirada de outras unidades de filtração lenta que estavam fora de operação após vários anos de funcionamento em outros trabalhos. Provavelmente, essa areia continha uma série de impurezas de origem mineral que provocaram valores elevados de turbidez nos efluentes dos filtros lentos.

A partir do 16º dia de operação (Figuras 5.4 e 5.5), aproximadamente, a qualidade do efluente das unidades de filtração começou a melhorar em relação à turbidez e coliformes totais. Essa melhora pode ser explicada pelo amadurecimento biológico dos filtros e devido ao estreitamento dos poros entre os grãos de areia quando as partículas

maiores que os poros se depositaram, aumentando a captura de partículas cada vez menores e, conseqüentemente, diminuindo a turbidez do efluente.

De modo geral, a partir do 16º dia de operação, os valores de turbidez nos efluentes dos filtros lentos foram inferiores ao valor da turbidez no efluente do PFPA, como esperado. Os FLAs apresentaram efluentes com valores em torno de 0,5 UT por alguns poucos dias, porém voltaram a apresentar tendência de elevação a partir do 30º dia de operação, demonstrando certa instabilidade do processo. Em relação aos coliformes totais, a partir do 15º dia a qualidade dos efluentes dos FLAs mostrou-se mais estável alcançando eficiências de remoção de 99,95% e concentrações abaixo de 10 NMP/100 mL. Entretanto, de forma análoga ao comportamento da turbidez efluente, a partir do 29º dia a concentração de coliformes totais voltou a aumentar nos efluentes dos FLAs, permanecendo entre 10 e 10^2 NMP/100 mL.

Durante os 50 dias em que foram realizados os estudos preliminares, o efluente do PFPA apresentou valores de turbidez abaixo de 2 UT em 98% das amostras. Entretanto, a turbidez da água bruta já se apresentava baixa, entre 1,59 e 3,57 UT, e o PFPA foi responsável por 35 ± 13% (2 a 56%) de remoção de turbidez.

Souza e Bahia (2006) monitoraram diariamente a turbidez de efluentes de filtros e observaram remoções de turbidez pelo pré-filtro de 8% a 86%, com remoção média de 51%. O maior valor de turbidez da água bruta observado foi de 20 UT, justamente no mês em que o pré-filtro teve a pior eficiência de remoção. Paterniani e Conceição (2004) relataram eficiências médias de remoção de turbidez pelo pré-filtro de pedregulho de 54 e 62%. Enquanto o pré-filtro dos estudos de El-Taweel e Ali (2000) removeu 83% de turbidez em média.

Comparando os valores de turbidez efluente dos filtros lentos durante os estudos preliminares, observou-se que as duas unidades apresentaram valores de turbidez muito similares, pois ambos recebiam o efluente do PFPA. Sem considerar os primeiros 15 dias de amadurecimento dos filtros lentos, o efluente do FLA1 apresentou turbidez média de 0,83 ± 0,29 UT e remoção média de 60,57%, enquanto o FLA2 obteve turbidez média de 0,80 ± 0,36 UT e remoção média de 62,12%.

A partir do 20º dia, o efluente do PFPA assumiu comportamento relativamente estável, com valores de turbidez entre 1 e 1,5 UT e coliformes totais entre 10^2 e 10^3 NMP/100 mL. De forma geral, foi observado que o PFPA removeu coliformes totais de forma regular, diminuindo a concentração em aproximadamente uma ordem de grandeza. Apesar de não ser este objetivo principal do PFPA, esta unidade foi responsável por sensível melhora da qualidade da água em termos microbiológicos.

A Figura 5.6 apresenta a evolução da perda de carga durante os estudos preliminares até alguns dias após o experimento E1. A linha tracejada azul indica o dia de inoculação de oocistos de *Crytosporidium* (51º dia). Optou-se por apresentar também a perda de carga no experimento E1, apesar de não fazer parte dos estudos preliminares, pois foi observada tendência de aumento da perda de carga logo após a inoculação de oocistos de *Cryptosporidium*. A perda de carga em filtros lentos é causada pelo acúmulo de partículas inertes e pelo crescimento dos organismos que formam um biofilme e se alimentam de matéria orgânica e de outros organismos (predação).

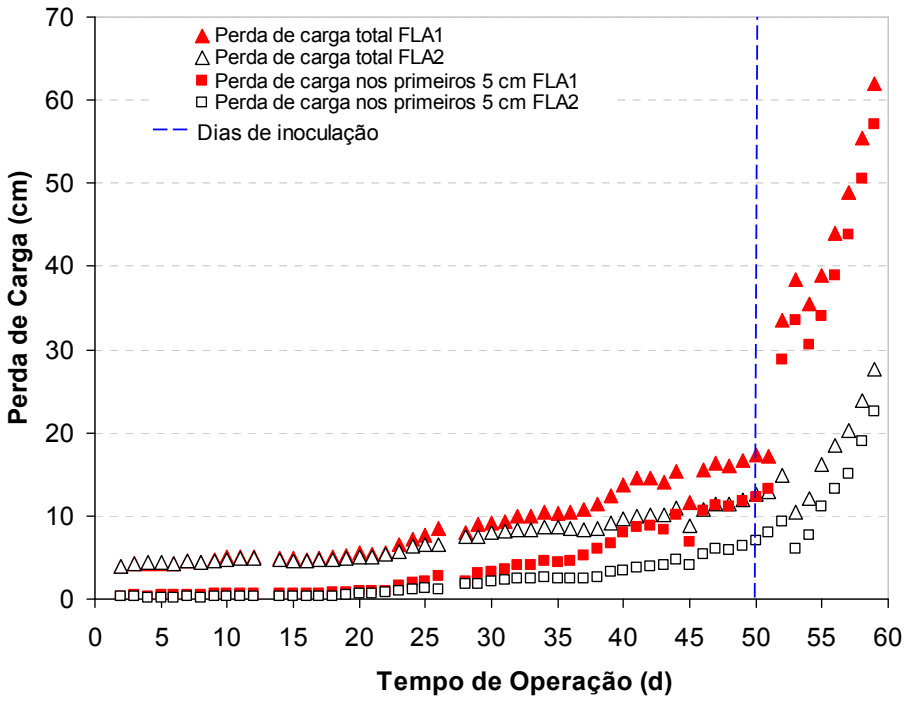


Figura 5.6: Evolução da perda de carga total e nos primeiros 5 cm dos filtros lentos durante os estudos preliminares.

Observa-se uma tendência de crescimento exponencial da perda de carga dos filtros lentos e maior contribuição nos primeiros 5 cm do meio filtrante. Como já citado

anteriormente, na camada mais superficial há desenvolvimento biológico ("schmutzdecke") mais intenso e maior retenção de partículas, responsável pela maior parcela de perda de carga.

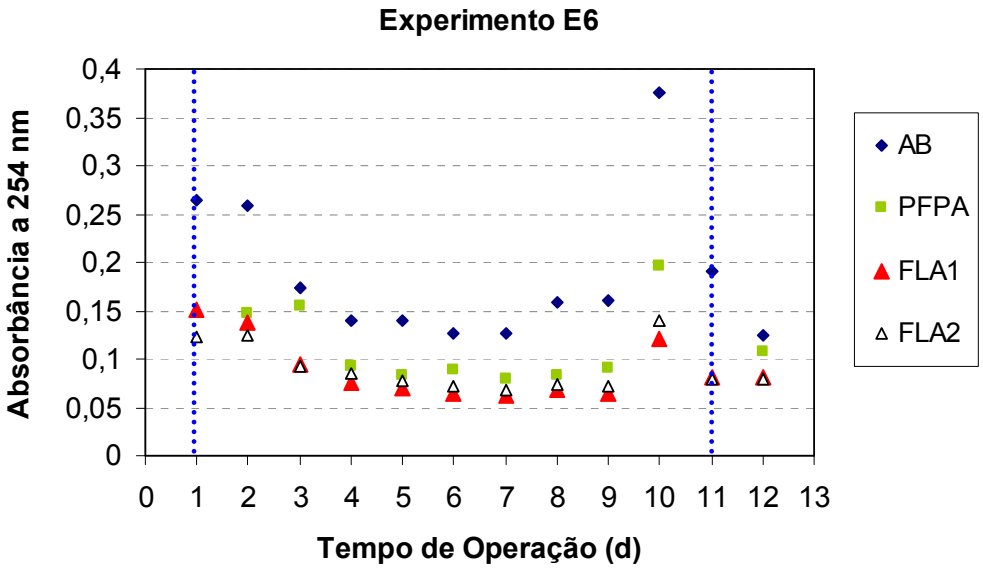
A perda de carga no PFPA foi desprezível em todos os experimentos realizados, assim como relatou Boller (1993) ao mencionar a vantagem do pré-filtro de armazenar grande quantidade de partículas com o mínimo aumento da perda de carga.

Apesar das duas seqüências de tratamento serem alimentadas pela mesma água (efluente do PFPA) durante os estudos preliminares, observa-se que a partir do 23º dia, o desenvolvimento da perda de carga no FLA1 começa a se diferenciar do observado no FLA2. Esse comportamento pode ser explicado pela diversidade de organismos que pode ter colonizado o FLA1 e a partir do 23º dia se desenvolveu mais que no FLA2, ou por eventuais diferenças nas taxas de filtração aplicadas nos dois filtros lentos que provocou um crescimento mais rápido da perda de carga no FLA1.

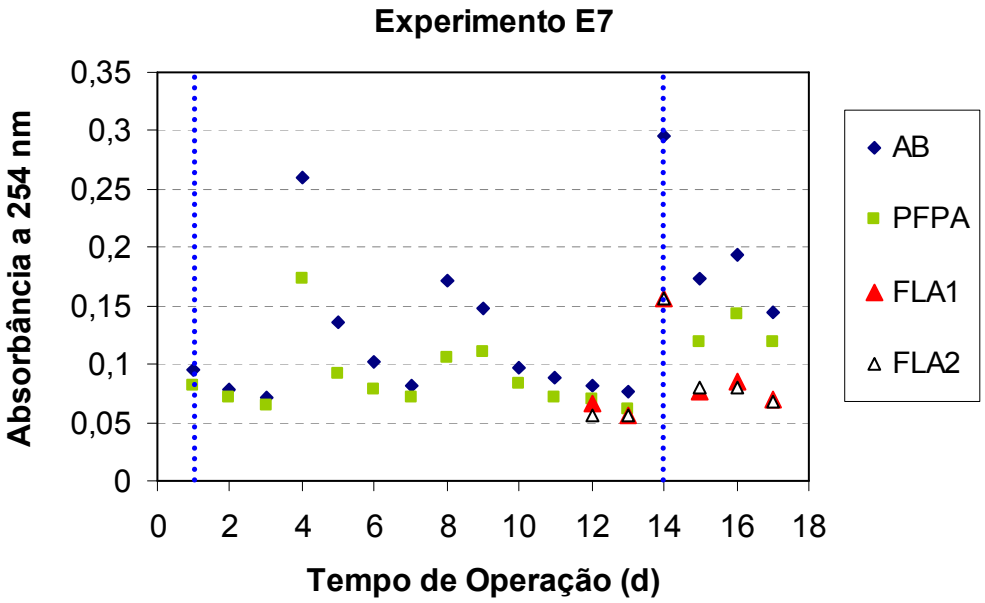
Observando a Figura 5.6, verifica-se um aumento acentuado da perda de carga após a inoculação de oocistos de *Cryptosporidium*. A hipótese levantada para explicar esse crescimento súbito da perda de carga nos filtros lentos seria a introdução de matéria orgânica na água bruta advinda da suspensão de oocistos usada no pico de contaminação, provavelmente compostos associados ao material de preservação dos oocistos. Ou seja, o material de preservação, sendo rico em compostos orgânicos que servem de alimento para os organismos presentes na *"*schmutzdecke*",* promoveu crescimento do biofilme e incremento de perda de carga nos filtros lentos. Para avaliar essa hipótese, posteriormente foram feitas análises de absorbância a UV 254 nm que indica a concentração de compostos orgânicos na amostra (Figura 5.7).

O carbono orgânico assimilado pelos organismos nos filtros lentos pode ter promovido o aumento do biofilme e a diminuição dos poros entre os grãos, obstruindo-os e aumentando a sua ação de coar que, conseqüentemente, levou ao aumento da perda de carga desse filtro. Além da perda de carga, o carbono orgânico pode ajudar na compreensão do mecanismo de adesão dos oocistos de *Cryptosporidium*. De acordo com Ongerth e Percoraro (1996), Tufenkji *et al.* (2006) e Xagoraraki (2001), o carbono

orgânico torna o potencial zeta dos oocistos de *Cryptosporidium* mais negativo, prejudicando a remoção desses microrganismos pela adesão.



(A)



(B)

Figura 5.7: Comportamento dos valores de Absorbância a 254 nm nas unidades de filtração no (A) Experimento E6 e (B) Experimento E7.
Nota: as linhas tracejadas azuis indicam os dias de pico em que foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* e *Clostridium perfringens.*

Outra hipótese levantada para explicar o aumento mais acentuado da declividade da curva da perda de carga logo após a inoculação é a influência que o meio de preservação dos microrganismos exerce nas características da superfície do oocisto. De acordo com Ongerth e Percoraro (1996), ao alterar as características da parede do oocisto, a capacidade do oocisto em aderir a outras partículas é afetada. Se o meio de preservação

afeta as características do potencial zeta dos oocistos, pode afetar também as características de outras partículas que podem se agregar mais facilmente, aumentando a perda de carga mais rapidamente.

O maior crescimento da perda de carga no FLA1 após o pico de contaminação pode ter sido causado pela alimentação direta com água bruta nesse período. Durante todo o período de amadurecimento, o FLA1 recebeu o efluente do PFPA, quando da realização dos experimentos, o FLA1 passou a receber diretamente água bruta, que continha uma carga maior de material em suspensão, além de organismos. A repentina mudança de afluente ao FLA1 deve ter levado ao desenvolvimento mais acelerado da perda de carga neste filtro.

5.3.2. Experimentos com inoculação de oocistos de *Cryptosporidium*

A Tabela 5.2 apresenta as principais características dos experimentos com inoculação realizados na primeira fase. Foram realizados nove picos de contaminação de oocistos de *Cryptosporidium*. Em dois, ocorreram os seguintes problemas: no experimento E1 não foi possível obter os resultados de oocistos porque houve problemas na sua detecção; no experimento E4 houve problemas na coleta das amostras dos filtros lentos.

As variáveis dos experimentos foram: a concentração inicial de oocistos (em torno de 10^2 e 10^3 oocistos/L), a turbidez da água bruta e o período de amadurecimento dos filtros lentos (submetidos ou não a período de amadurecimento após a remoção da camada biológica superficial). As duas seqüências de tratamento, com e sem pré-filtração em pedregulho, foram operadas em paralelo.

A Tabela 5.3 apresenta os resultados de remoção de turbidez e dos microrganismos em cada unidade de tratamento na primeira fase. Nos três primeiros experimentos apresentados na Tabela 5.3, os filtros lentos não foram submetidos a período de amadurecimento. Os experimentos em que os filtros lentos foram submetidos a algum período de amadurecimento estão listados em ordem crescente de valores de turbidez da água bruta.

Tabela 5.2: Resumo dos experimentos realizados no período de julho a dezembro de 2007 (em ordem cronológica), com taxa de filtração dos filtros lentos de 3 $m^3/m^2.d$.

Exp.	Período	Dia da inoculação de oocistos de *Cryptosporidium*	Descrição da Água Bruta	Observações
E1	23 de julho a 19 de setembro de 2007	11 de setembro (51 e 51)*	Turbidez: 2,9 UT 10^2 ooc/L	• Problemas na detecção de oocistos
E2	21 de setembro a 10 de outubro de 2007	P1: 25 de setembro (6 e 65)	Turbidez: 2,5 UT $1,1x10^2$ ooc/L	• As 2 seqüências operadas em paralelo foram alimentadas com AB contendo oocistos por 24 h. • FLAs foram submetidos a período de amadurecimento.
		P2: 2 de outubro (13 e 72)	Turbidez: 2,2 UT $1,2x10^3$ ooc/L	
		P3: 9 de outubro (20 e 79)	Turbidez: 2,4 UT $1,0x10^3$ ooc/L	
E3	24 a 30 de outubro de 2007	24 de outubro (0 e 94)	Turbidez: 10 UT $8,4x10^2$ ooc/L	• As 2 seqüências operadas em paralelo foram alimentadas com AB contendo oocistos por 24 h. • FLAs não foram submetidos a período de amadurecimento. • Os efluentes foram monitorados por 72 h com relação a oocistos para avaliação do traspasse.
E4	7 a 13 de novembro de 2007	12 de novembro (6 e 113)	Turbidez: 8,4 UT 3,9x10 ooc/L	• As 2 seqüências operadas em paralelo foram alimentadas com AB contendo oocistos por 24 h. • Problemas na coleta de amostras dos FLAs
E5	14 a 18 de novembro de 2007	16 de novembro (3 e 117)	Turbidez: 82 UT $8,65x10^2$ ooc/L	• As 2 seqüências operadas em paralelo foram alimentadas com AB contendo oocistos por 12 h. • FLAs foram submetidos a período de amadurecimento. • Análises de sólidos para conhecimento do tamanho das partículas nos efluentes.
E6	26 de novembro a 7 de dezembro de 2007	P1: 26 de novembro (0 e 127)	Turbidez: 34 UT $1,1x10^3$ ooc/L	• As 2 seqüências operadas em paralelo foram alimentadas com AB contendo oocistos por 24 horas. • FLAs não foram submetidos a período de amadurecimento. • Os efluentes foram monitorados por 48 h com relação a oocistos para avaliação do traspasse.
		P2: 6 de dezembro (11 e 137)	Turbidez: 25 UT 91 ooc/L	• As 2 seqüências operadas em paralelo foram alimentadas com AB contendo oocistos por 24 h. • FLAs foram submetidos a período de amadurecimento.
E9	29 de fevereiro a 2 de março de 2008	29 de fevereiro (0 e 24)	Turbidez:13 UT 43 ooc/L 50 *C. perfringens* NMP/100mL	• As 2 seqüências operadas em paralelo foram alimentadas com AB contendo os microrganismos por 24 h. • FLAs não foram submetidos a período de amadurecimento

*: Os números entre parênteses ao lado das datas de inoculação indicam os tempos de operação (tempo de amadurecimento) das FLAs e do PFPA, respectivamente.

Tabela 5.3: Valores de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium* e coliformes totais nos efluentes dos filtros e eficiências de remoção obtidos na primeira fase experimental, taxa de filtração dos filtros lentos igual a 3 $m^3/m^2.d$.

Exp. /pico	Unidade de filtração	Dias de amadurecimento	Turbidez		Oocistos de *Cryptosporidium*					Coliformes totais	
			UT	Rem (%)	Volume da amostra (L)	Qtde de oocistos	ooc/L	Rem (%)	Rem (log)	NMP/100 mL	Rem (log)
E3	AB		10	-	1	841	8,4E2	-	-	8,2E4	
	FLA1	0	4,1	59	46	8	0,17	99,979	3,68	2,2E3	1,57
	PFPA	94	4,9	51	10	36	3,60	99,572	2,37	1,8E3	1,67
	FLA2	0	3,5	28	44	2	0,05	98,737	1,90	1,7E2	1,01
	PFPA+FLA2		3,5	64			0,05	99,995	4,27	1,7E2	2,68
E9	AB		13	-	1	43	4,3E1	-	-	1,3E3	-
	FLA1	0	6,4	50	44	7	0,16	99,630	2,43	3,5E2	0,58
	PFPA	24	9,9	22	16	47	2,94	93,169	1,17	4,4E2	0,47
	FLA2	0	6,4	36	48	3	0,06	97,872	1,67	1,9E2	0,37
	PFPA+FLA2		6,4	50			0,06	99,855	2,84	1,9E2	0,84
E6/P1	AB		34	-	1	1102	1,1E3	-	-	6,5E4	-
	FLA1	0	14	60	49	58	1,18	99,893	2,97	7,2E3	0,95
	PFPA	127	14	59	20	190	9,50	99,138	2,06	4,8E3	1,13
	FLA2	0	9,8	30	46	8	0,17	98,169	1,74	7,3E2	0,82
	PFPA+FLA2		9,8	71			0,17	99,984	3,80	7,3E2	1,95
E2/P2	AB		2,2	-	1	1211	1,2E3	-	-	2,1E3	-
	FLA1	13	0,64	71	54	6	0,11	99,991	4,04	3,1	2,83
	PFPA	72	1,5	33	26	327	12,58	98,961	1,98	SD	-
	FLA2	13	0,72	52	56	5	0,09	99,290	2,15	8,4	-
	PFPA+FLA2		0,72	68			0,09	99,993	4,13	8,4	2,40
E2/P3	AB		2,4	-	0,5	512	1,0E3	-	-	5,2E3	-
	FLA1	20	0,69	72	55,5	3	0,05	99,995	4,28	2,0	3,42
	PFPA	79	1,1	54	32	254	7,94	99,225	2,11	1,9E2	1,43
	FLA2	20	0,70	38	56	5	0,09	98,875	1,95	1,0	2,29
	PFPA+FLA2		0,70	71			0,09	99,991	4,06	1,0	3,72

Tabela 5.3: (continuação) Valores de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium* e coliformes totais nos efluentes dos filtros e eficiências de remoção obtidos na primeira fase experimental para taxa de filtração dos filtros lentos igual a 3 m³/m².d.

Exp/ pico	Unidade de filtração	Dias de amadurecimento	Turbidez		Oocistos de *Cryptosporidium*					Coliformes totais	
			UT	Rem (%)	Volume amostra	Qtde de oocistos	ooc/L	Rem (%)	Rem (log)	NMP/100 mL	Rem (log)
E2/P1	AB		2,5	-	5	530	1,1E2	-	-	3,7E3	-
	FLA1	6	1,1	55	53,8	3	0,06	99,947	3,28	7,1E1	1,72
	PFPA	65	1,3	48	29	36	1,24	98,829	1,93	7,6E1	1,69
	FLA2	6	0,93	28	54	2	0,04	97,016	1,53	7,5	1,01
	PFPA+FLA2		0,93	62			0,04	99,965	3,46	7,5	2,69
E1	AB		2,9	-	-	ND	ND	-	-	4,4E3	-
	FLA1	51	1,7	43	-	ND	ND	-	-		
	PFPA	51	1,5	49	-	ND	ND	-	-	5,8E2	0,88
	FLA2	51	1,5	-3		ND	ND	-	-	1,9E2	0,49
	PFPA+FLA2		1,5	48			ND	-	-	1,9E2	1,37
E4	AB		8,4	-	1	39	3,9E1	-	-	9,2E3	-
	PFPA	113	2,5	71	8	7	0,88	97,756	1,65	6,4E2	1,16
E6/P2	AB		25	-	1	91	9,1E1	-	-	1,3E4	-
	FLA1	11	7,4	70	43	2	0,05	99,949	3,29	3,9E2	1,52
	PFPA	137	12	53	8,4	20	2,38	97,384	1,58	6,7E2	1,29
	FLA2	11	6,6	43	43,4	ND	ND	~100	>2,02	7,2E1	0,97
	PFPA+FLA2		6,6	74			ND	~100	>3,60	7,2E1	2,26
E5	AB		82	-	1	865	8,7E2	-	-	SD	-
	FLA1	3	16	81	21	2	0,10	99,989	3,96	SD	-
	PFPA	117	47	43	18	282	15,67	98,189	1,74	SD	-
	FLA2	3	14	70	22	1	0,05	99,710	2,54	SD	-
	PFPA+FLA2		14	83			0,05	99,995	4,28	SD	-

ND: não detectado SD: sem dado

Nota: Os experimentos E3 e E9 foram realizados sem amadurecimento dos filtros lentos, os demais experimentos são apresentados em ordem crescente dos valores de turbidez da água bruta.

Na Tabela 5.3, as remoções no FLA2 foram determinadas em relação aos resultados obtidos no PFPA, enquanto que as remoções do PFPA+FLA2 representam as remoções totais dessa seqüência de tratamento, ou seja, em relação aos valores da água bruta. Os dias de amadurecimento são contados a partir do primeiro dia em que os filtros foram colocados em carga após terem a camada biológica removida, no caso dos filtros lentos, e depois da lavagem com sucessivas descargas de fundo, no caso do pré-filtro. Dessa forma, o valor zero significa que não houve período de amadurecimento. Os valores de turbidez são relativos às amostras compostas ao longo da duração do pico de inoculação, como explicado no item 4.2. O volume da amostra composta dos filtros foi coletado continuamente durante todo o período de duração do pico de contaminação, excluindo a primeira e a última hora para evitar a mistura com água não contaminada.

Para o cálculo da remoção em log foi utilizada a Equação 5.1.

$$R_{\log} = \log_{10} \frac{C_{inicial}}{C_{final}} \qquad \text{Equação 5.1}$$

Em que:
$C_{inicial}$: concentração do parâmetro no afluente;
C_{final}: concentração no efluente da unidade de filtração.

É importante mencionar que os dados de *E. coli* não são apresentados na Tabela 5.3 por apresentarem na maioria dos dias, valor abaixo do nível de detecção do método nos efluentes dos filtros, não sendo possível nestes casos, determinar a correta eficiência de remoção pelas unidades avaliadas. Usualmente, nessa situação é comum se relatar eficiência de 100%, entretanto tal procedimento não é apropriado para o estudo em questão.

Os valores de turbidez efluente do FLA1 e do FLA2 foram praticamente iguais quando o valor da turbidez da água bruta era baixo (≤ 10 UT), porém à medida que os valores de turbidez da água bruta aumentaram, o valor de turbidez efluente do FLA1 tendeu a aumentar mais do que o valor efluente do FLA2. Essa tendência pode ser explicada pela eficiência de remoção de turbidez alcançada pelo PFPA durante os experimentos, o que atenuou a carga de sólidos sobre o FLA2. Boller (1993) relatou que o pré-filtro de

pedregulho foi capaz de reter de 30 a 100 SST/m³, o que explica a boa remoção de turbidez pelo PFPA.

A eficiência de remoção de turbidez pelo PFPA nessa primeira fase, variou entre 22% e 59% nos dias que foram realizados os picos de contaminação. Durante os estudos preliminares a remoção pelo PFPA variou entre 2 e 54%, lembrando que o PFPA estava sendo amadurecido, o que explica a baixa eficiência alcançada no início da carreira de filtração.

Observou-se uma forte correlação (a 99% de confiança) entre a turbidez no efluente dos filtros lentos e de pedregulho e a turbidez da água bruta, sendo isso exemplificado nos experimentos com altos valores de turbidez inicial (E5, E6/P1 e E6/P2). Após observar que os dados não seguiam uma distribuição Normal, foram realizados testes não paramétricos de correlação entre os valores de turbidez (Tabela 5.4). Observa-se que quanto maior a turbidez da água bruta, maiores foram os valores de turbidez nos efluentes dos filtros.

Tabela 5.4: Coeficientes de Correlação de Spearman para os valores de turbidez das amostras coletadas em todos os experimentos das primeira e segunda fases.

Pares de parâmetros avaliados	N	r de Spearman	t(N-2)	p
Turbidez da AB e Turbidez do PFPA	14	0,8462	5,50	0,0001
Turbidez da AB e Turbidez do FLA2	13	0,8626	5,66	0,0001
Turbidez da AB e Turbidez do FLA1	13	0,9011	6,89	< 0,0001

Bellamy *et al.* (1985a) e Fogel *et al.* (1993) observaram que as características da água bruta em relação às partículas (presença de argila) influenciaram na remoção da turbidez. Entretanto outros autores, por exemplo, Anderson *et al.* (2006), registraram alta remoção de turbidez mesmo com picos de turbidez na água bruta acima de 100 UT e taxa de filtração igual a 9,6 m³/m².d. Esses autores relataram que a turbidez efluente final da FIME esteve sempre abaixo de 0,3 UT nos experimentos realizados em 2004 e 82% abaixo de 0,3 UT em 2005.

No presente trabalho, a turbidez efluente nos dias de pico de contaminação de oocistos de *Cryptosporidium* não alcançaram valores tão baixos quanto os relatados por Anderson *et al.* (2006) e Peralta (2005) – valores médios entre 0,14 e 0,24 UT. O valor

mínimo alcançado nos dias de pico da primeira fase foi 0,64 UT, sendo os valores de turbidez médios iguais a 6,5 ± 5,2 UT (PFPA+FLA2) e 7,6 ± 6,3 UT (FLA1).

Com o objetivo de avaliar a correlação entre a turbidez dos efluentes e a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* nesses efluentes, foram realizados testes não paramétricos do Coeficiente phi (r_Φ). Optou-se por classificar os experimentos de acordo com o valor de turbidez do efluente iguais a 1 e 2 UT, devido a norma americana e a Portaria 518, respectivamente. Os resultados são apresentados na Tabela 5.5.

Tabela 5.5: Resultados dos testes não paramétricos do Coeficiente phi (r_Φ) aplicados aos valores de turbidez e ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente do FLA1 e PFPA+FLA2.

Variáveis testadas (tabela 2x2)	FLA 1		PFPA + FLA2	
	r_Φ	p	r_Φ	p
Ocorrência de oocistos x turbidez > 2 UT e ≤ 2 UT	0,1333	0,1880	0,0250	0,5839
Ocorrência de oocistos x turbidez > 1 UT e ≤ 1 UT	0,2727	0,0704	0,0667	0,3711

Os resultados revelam que, para efluentes com turbidez menor ou igual a 1 UT, não foram detectados oocistos de *Cryptosporidium* no efluente do FLA1 com 90% de segurança (p=0,0704). Não foram observadas correlações entre a turbidez e a ocorrência de oocistos quando o limite de turbidez considerado era de 2 UT. No caso do efluente do PFPA+FLA2, não foi verificada correlação entre turbidez e ocorrência de oocistos, entretanto, quando o limite de turbidez utilizado no teste era maior (2 UT), a confiabilidade na correlação foi menor, ou seja, para os testes realizados com limite de turbidez igual a 2, o valor de p (0,5839) foi maior que para limite de turbidez igual a 1 UT (p= 0,3711).

Nos experimentos conduzidos com os filtros lentos não amadurecidos (Tabela 5.3 e Figura 5.8) observou-se também tendência de menor remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pelos FLAs com o aumento de turbidez da água bruta.Comparando as remoções de oocistos nos experimentos não amadurecidos E3, E9 e E6/P1, observa-se que à medida que a turbidez da água bruta aumenta de 10 para 13 e 34 UT, os valores de remoção de oocistos diminuem de 3,68 para 2,43 e 2,97 log no FLA1 e de 4,27 para 2,84 e 3,80 log no conjunto PFPA+FLA2.

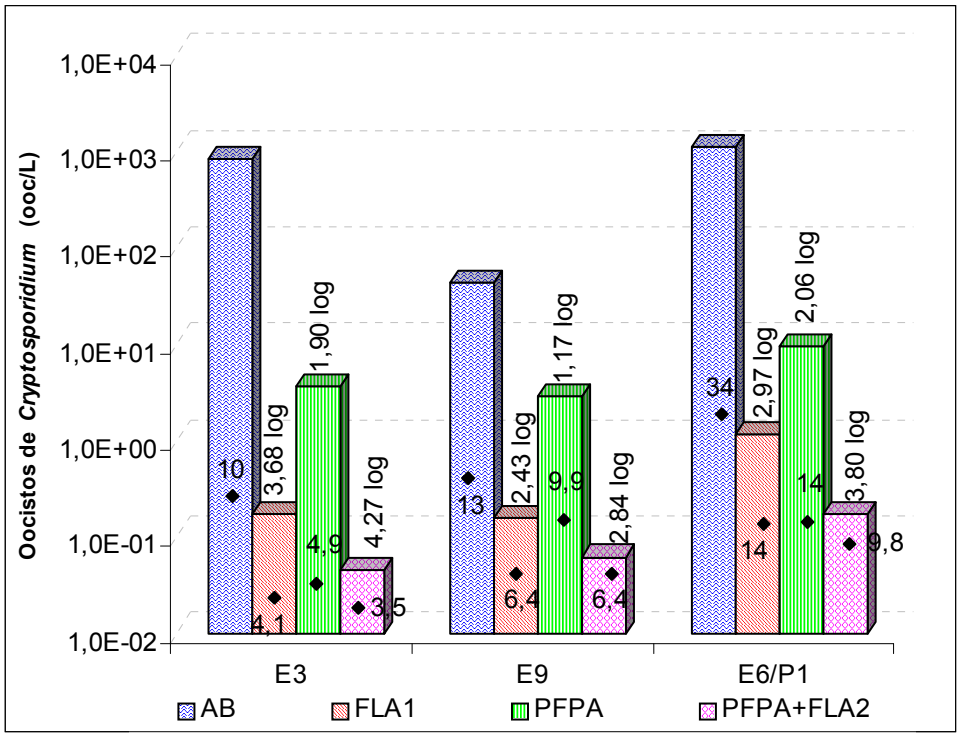


Figura 5.8: Valores de concentração de oocistos e turbidez nos experimentos sem amadurecimento e com taxa de filtração igual a 3 $m^3/m^2.d$.
Nota: As remoções em log são indicadas acima das barras e os pontos indicam os valores de turbidez das amostras.

Entretanto, apesar da turbidez da água bruta ser maior no E6/P1, as eficiências de remoção de oocistos e coliformes totais do experimento E6/P1 foram maiores do que no E9. Esse comportamento pode ser explicado pela diferença da microfauna encontrada na *"*schmutzdecke*"* e pela baixa concentração inicial de oocistos de *Cryptosporidium* no experimento E9 (43 oocistos/L). Também no caso dos coliformes totais a concentração inicial no E9 foi uma ordem menor que no experimento E6/P1, $1,3x10^3$ NMP/100mL e $6,5x10^4$ NMP/100mL, respectivamente.

A baixa concentração inicial de oocistos pode levar a uma baixa detecção no efluente produzido pelos filtros. Bellamy *et al.* (1985a) relataram que a concentração inicial de bactérias influencia na sua remoção pelo filtro lento. Os autores observaram que o percentual de remoção de coliformes melhora à medida que a concentração afluente, ou seja, a concentração inicial, de bactérias aumenta. No entanto, Bellamy e colaboradores não encontraram relação similar para a concentração inicial de cistos de *Giardia*, pois não tinham dados suficientes para analisar.

Outra possível explicação para o desempenho inferior dos filtros no experimento E9 é a estratégia que foi adotada para produzir a água bruta com valor de turbidez de 34 UT. Para alcançar um valor de turbidez mais baixo que o da água coletada do Córrego do Torto (próximo de 50 UT), utilizou-se o efluente do filtro lento do dia anterior como água de diluição. Ou seja, as características da água que alimentou os filtros no E9 poderiam estar bem diferentes em relação à distribuição de partículas, idade dos microrganismos, dentre outros fatores. Como parte da água usada no experimento era efluente dos filtros, ou seja, continha majoritariamente partículas pequenas, essas partículas não foram retidas pelo meio filtrante. Observa-se na Tabela 5.3 que remoção de turbidez pelo PFPA foi de 22% no E9 contra 51% e 59% nos experimentos E3 e E6/P1.

Quando os FLAs foram submetidos a período de amadurecimento (Tabela 5.3 e Figura 5.9), os valores de remoção de oocistos nas seqüências de tratamento com (3,46 a 4,28 log) e sem PFPA (4,04 a 4,28 log) foram similares. Porém, quando os FLAs não eram amadurecidos (Figura 5.8), o PFPA desempenhou papel importante na remoção de oocistos, fazendo com que a remoção do conjunto PFPA+FLA2 se mantivesse na mesma faixa de valores (2,84 a 4,27 log) de quando os filtros lentos já apresentavam algum grau de amadurecimento.

Os experimentos conduzidos após algum período de amadurecimento dos FLAs apresentaram remoção mais elevada de oocistos de *Cryptosporidium* do que os experimentos sem amadurecimento. As faixas de remoção para os filtros lentos não amadurecidos foram de 2,97 a 3,68 log (FLA1) e 1,67 a 1,90 log (FLA2). Nos experimentos em que houve algum período de amadurecimento as faixas de remoção foram: 3,28 a 4,28 log (FLA1) e 1,53 a 2,54 log (FLA2). O PFPA foi submetido a período de amadurecimento durante toda primeira fase em que foram inoculados oocistos, e a eficiência de remoção deste microrganismo apresentada pelo PFPA variou de 1,17 a 2,37 log.

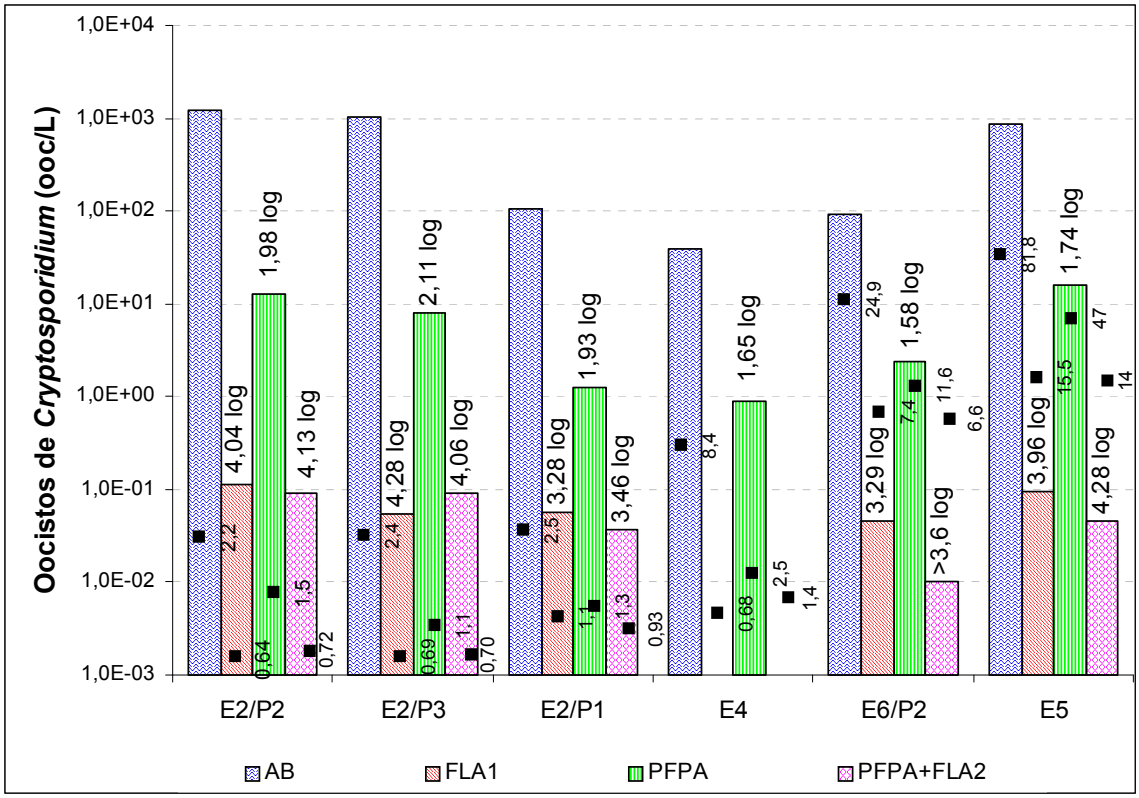


Figura 5.9: Valores de concentração de oocistos e turbidez nos experimentos em que os filtros lentos foram submetidos a algum período de amadurecimento e operados com taxa de filtração igual a 3 $m^3/m^2.d$.

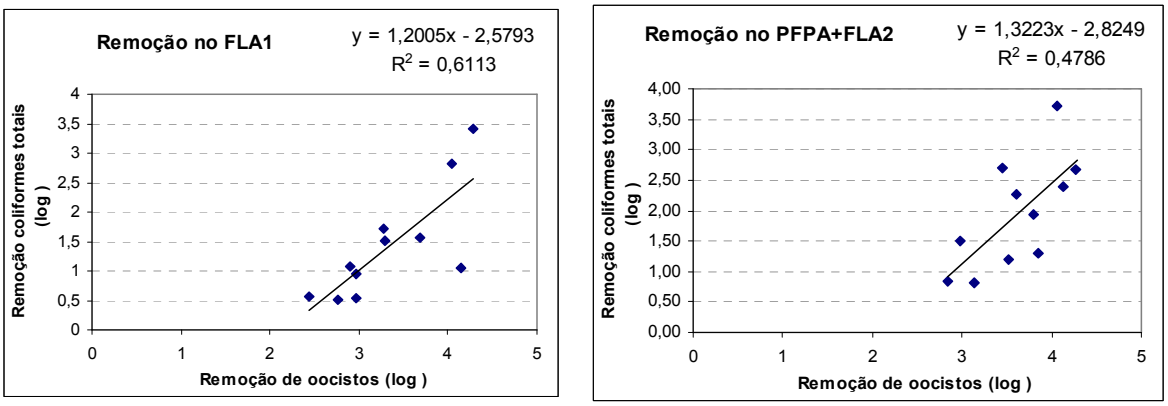
Nota: As remoções em log são indicadas acima das barras e os pontos indicam os valores de turbidez das amostras.

No experimento E2, em que foram conduzidos três picos de contaminação de oocistos, pode-se notar que o tempo de amadurecimento dos filtros também influencia a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*: quanto maior o tempo de amadurecimento, melhor a remoção de oocistos (Tabela 5.3). Como os picos foram conduzidos muito próximos uns dos outros (6º, 13º e 20º dias), as remoções não foram muito diferentes, porém observa-se uma tendência de aumento com o aumento do período de amadurecimento dos filtros lentos.

As maiores remoções de oocistos ocorreram nos picos realizados com 13 e 20 dias de amadurecimento e as menores após 6 e 11 dias de amadurecimento. Dullemont *et al.* (2006) verificaram a remoção de 5,3 log de oocistos de *Cryptosporidium* por um filtro lento com "schmutzdecke" maduro após 1121 dias em operação. Nos estudos realizados por Bellamy *et al*. (1985a), ao alcançar a maturidade biológica, após 41 semanas de operação, independentemente da taxa de filtração e da presença da "schmutzdecke", a remoção de cistos de *Giardia* chegou a 100%. Em escala piloto, Schuler *et al.* (1991)

observaram remoções de (oo)cistos acima de 99% mesmo com o filtro não amadurecido; com o filtro maduro e operado corretamente, a remoção desses protozoários atingiu 100%. Especula-se que além do tempo de amadurecimento, outros fatores devem ter influenciado na eficiência de remoção de (oo)cistos.

Independentemente do grau de amadurecimento dos filtros lentos, verificou-se que a remoção de coliformes totais era sempre inferior à remoção de oocistos de *Cryptosporidium*. Por exemplo, no experimento E2/P2 o FLA1 removeu 4,037 log de oocistos contra 2,831 log de coliformes totais. No experimento E6/P2 o FLA1 removeu 3,291 log de oocistos e 1,519 log de coliformes totais. Apesar dos dados não seguirem uma distribuição normal, foi realizada uma tentativa pelo método dos mínimos quadrados de associar numericamente as remoções de oocistos e coliformes totais nos efluentes das seqüências de tratamento (Figura 5.10). Verificou-se uma correlação entre as remoções de oocistos e coliformes totais no FLA1 (Figura 5.10 A.) e no PFPA+FLA2 (Figura 5.10 B).



(A) (B)

Figura 5.10: Associação entre valores de log – remoções de coliformes totais e de oocistos de *Cryptosporidium*, nas primeira e segunda fases, para as seqüências de tratamento (A) FLA1 e (B) PFPA+FLA2.

Schuler *et al.* (1991) também observaram menor remoção de coliformes que de (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*. Os autores atribuíram a má remoção de coliformes ao erro sistemático em que não foi considerado o tempo de detenção hidráulica para coletar a amostra do efluente. Entretanto, pode ser que esse comportamento seja normal e a remoção de coliformes seja mesmo inferior à de oocistos. Bellamy *et al*. (1985b) em experimentos com taxa de filtração de 2,88 m³/m².d

também relataram remoções inferiores de coliformes (97%) que de cistos de *Giardia*, sempre superiores a 99,99%.

Além da remoção de coliformes totais ter sido menor do que a remoção de oocistos nos filtros lentos, a remoção de coliformes totais pelo FLA1 tende a ser menor nos experimentos sem amadurecimento. Os dados apresentados na última coluna da Tabela 5.3 revelam essa tendência. Bellamy *et al*. (1985a) também verificaram menor remoção de coliformes em experimentos sem *"*schmutzdecke*"*, 99% contra 99,896% quando a camada biológica encontrava-se amadurecida (taxa de filtração igual a 3 $m^3/m^2.d$).

Entretanto, essa tendência não se aplica ao conjunto PFPA+FLA2 (Figura 5.10 B), pois as remoções de coliformes totais se mantiveram similares, independentemente do FLA2 ter sido ou não submetido a período de amadurecimento. Esse comportamento reforça a importância do PFPA no tratamento, tendo em vista que este filtro foi responsável pela remoção de 90,7 ± 10,5% de coliformes totais durante os experimentos. Wegelin (1996) relata taxas de remoção de bactérias de 60 a 90% pelo PFPA. Entretanto Souza e Bahia (2006) observaram baixa remoção de coliformes totais nos pré-filtros, 12% e filtros lentos, 72%.

Como os valores de remoção de coliformes totais estiveram sempre abaixo dos valores de remoção de oocisto, pode-se inferir que uma alta remoção de coliformes totais indicaria remoção de oocistos ainda maior. Essa hipótese deve ser investigada.

5.3.3. Análises de Sólidos nas amostras coletadas durante o experimento E5

Com objetivo de avaliar o tamanho das partículas da água bruta retidas ou não nos filtros durante o experimento E5, foram realizadas análises de diferentes frações de sólidos da água bruta (AB) e dos filtrados. Nesse experimento, o pico de contaminação foi de cerca de 10^3 oocistos/L, com turbidez pontual da AB no início da alimentação dos filtros de 151 UT e turbidez da água bruta composta igual a 82 UT, devido à sedimentação das partículas.

Para cada uma das quatro amostras, identificadas por AB-A1, AB-A2, AB-A3 e AB-A4, foi determinado por gravimetria, o teor de sólidos totais presentes em cada fração

da amostra original. Igual procedimento foi realizado para a amostra do filtrado do PFPA. Todas as análises foram realizadas em duplicatas e os resultados são apresentados na Tabela 5.6.

Tabela 5.6: Concentração de sólidos totais das amostras coletadas no experimento E5 e porcentagem de sólidos retidos em membranas de porosidade igual a 25, 8 e 2,5 μm.

Amostra	Porosidade da membrana (μm)	$C_{médio}$ (mg/L)	Retido (%)
AB-A1	-	90,0	-
AB-A2	25	63,6	29,3
AB-A3	8	49,8	44,7
AB-A4	2,5	43,9	51,2
PFPA-A1	-	40,3	55,2
PFPA-A2	25	38,2	
PFPA-A3	8	45,8	
PFPA-A4	2,5	44,1	
FLA1	-	33,8	62,5
FLA2	-	25,3	71,9

AB: água bruta, A: amostra, PFPA: pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente, FLA: filtro lento de areia

A coluna "Retido" indica a porcentagem de sólidos totais retidos na membrana indicada na segunda coluna. Assim, 44,7% dos sólidos totais são maiores que 8 μm e 51,2% dos sólidos totais são maiores que 2,5 μm, sendo 48,8% menores que 2,5 μm.

A concentração de partículas menores que 2,5 μm da água bruta (C_{AB-A4}=43,9 mg/L) e as concentrações de sólidos totais do PFPA (40,3; 38,2; 45,8 e 44,1 mg/L) apresentam valores similares e as pequenas diferenças nas amostras do PFPA podem ser atribuídas a erros analíticos. Infere-se, assim, que as partículas do efluente do PFPA eram majoritariamente menores que 2,5 μm. Já as partículas maiores que 2,5 μm, parecem ter sido retidas no PFPA durante o experimento E5. Essa boa retenção de partículas pode explicar a elevada remoção de 1,74 log de oocistos de *Cryptosporidium* no PFPA.

Na Tabela 5.7 observa-se remoções de sólidos pelos FLA1 e PFPA+FLA2 de 62,5% e 71,9% respectivamente. As concentrações finais de sólidos totais foram de 33,8 e 25,3 mg/L, respectivamente. As concentrações de sólidos em suspensão (>1,22 μm) das amostras da AB e filtrados também foram analisadas, por gravimetria (Tabela 5.7).

Apesar do elevado valor de turbidez na AB, a concentração de sólidos em suspensão foi de 37 mg/L. A amostra do PFPA apresentou 4 mg/L, enquanto que os FLA1 e FLA2 apresentaram 0,7 e 1,3 mg/L respectivamente.

Tabela 5.7: Sólidos totais, em suspensão das amostras de AB, PFPA, FLA1 e FLA2 do experimento E5.

Amostra	Sólidos totais (mg/L)	Sólidos em suspensão (mg/L)
AB	90	37
PFPA	40,3	4,3
FLA1	33,8	0,7
PFPA + FLA2	25,3	1,3

O oocisto de *Cryptosporidium,* pelas suas dimensões entre 4 e 6 μm, é considerado como sólido em suspensão. Verificou-se que pequena parte dos sólidos nas amostras dos efluentes dos FLA1 e PFPA+FLA2 eram sólidos em suspensão (maiores que 1,22 μm), o que está de acordo com as elevadas remoções de oocistos no experimento E5 (3,96 log no FLA1 e 4,28 log no PFPA+FLA2) quando comparadas com os demais experimentos.

5.3.4. Avaliação do traspasse de oocistos de *Cryptosporidium*

O traspasse é caracterizado pela "deterioração na qualidade do efluente do filtro, que ocorre geralmente após um período prolongado de operação, provocado pelo desprendimento de partículas previamente capturadas ou pela passagem direta de algumas partículas do afluente através do filtro" (Moran *et al*., 1993). Este fenômeno é o resultado da saturação dos locais de adsorção no meio ou da competição por eles e pode ser considerado inevitável na filtração (Tufenkji *et al.,* 2006).

Nesse estudo, o traspasse de oocistos de *Cryptosporidium* foi avaliado nos experimentos E3 e E6/P1. Para avaliar esse fenômeno, a qualidade dos efluentes dos filtros foi monitorada por 72 horas (experimento E3) e 48 horas (E6/P1) após o fim do pico de inoculação*,* quando a água de alimentação voltava a ser apenas água do Córrego do Torto, sem contaminação de oocistos.

Conforme a Figura 5.11 ilustra, foi realizado um pico de contaminação de 24 horas da água bruta, em que foram inoculados 8,4 x 10^2 oocistos/L; amostras compostas referentes a esse pico foram coletadas. Em seguida, após a 24ª hora do término do pico mais o tempo de detenção em cada filtro, iniciou-se a coleta do segundo conjunto de amostras compostas. Após mais 24 horas, iniciou-se a coleta do terceiro conjunto de amostras dos filtrados, totalizando 72 horas ininterruptas de coleta de amostra. No caso do E6/P1, somente foram coletadas as amostras até 48 horas após o fim do pico de contaminação.

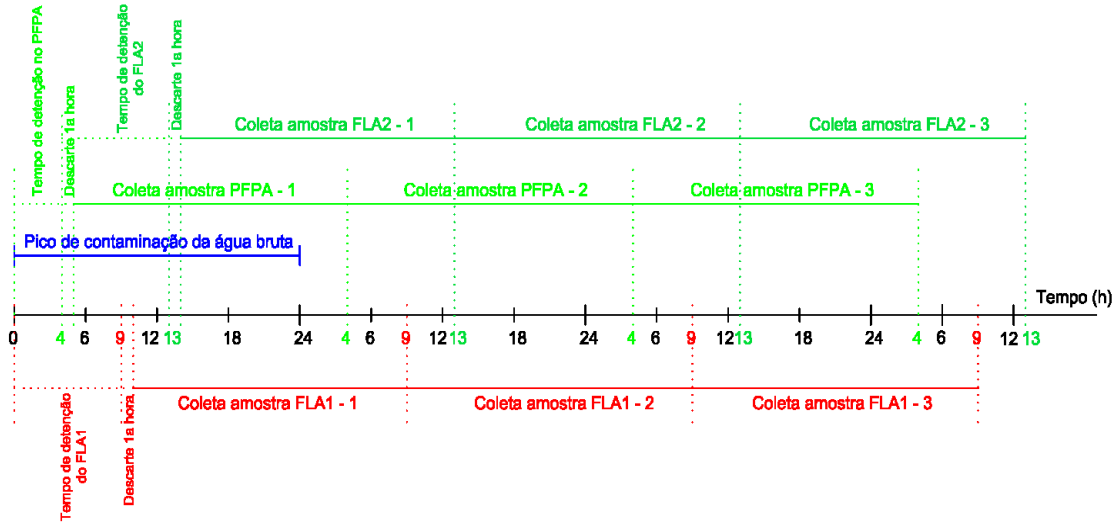


Figura 5.11: Esquema de coleta de amostra dos experimentos em que foi avaliado o traspasse.

A Tabela 5.8 apresenta os resultados dos experimentos em que os efluentes foram monitorados durante um tempo mais longo para avaliação do desprendimento de oocistos. Ambos os experimentos foram realizados com taxa de filtração igual a 3 $m^3/m^2.d$ e os filtros lentos não haviam sido submetidos a período de amadurecimento.

O E6/P1 resultou em remoções de oocistos menores durante o período de monitoramento. Provavelmente, os valores de turbidez e concentração iniciais mais elevados durante esse experimento (34,2 UT e 1,1 x 10^3 oocistos/L), comparados aos valores do experimento E3 (10 UT e 8,41 x 10^2 oocistos/L), influenciaram na remoção e no arraste de oocistos.

Pode-se observar na Tabela 5.8 que as maiores concentrações de oocistos nos efluentes foram obtidas nas primeiras 24 horas de monitoramento, durante o pico de

contaminação. Entre 24 e 48 horas a concentração no PFPA baixou para 0,13 oocistos/L e 2,10 oocistos/L nos experimentos E3 e E6/P1, respectivamente. Porém, no efluente final do tratamento PFPA+FLA2, não foi detectado nenhum oocisto após 24 horas do término do pico de contaminação. No efluente do FLA1 foi detectado menos de um oocisto por litro após 24 horas de monitoramento.

Tabela 5.8: Resultados dos experimentos E3 e E6/P1 em que foi avaliado o traspasse de oocistos de *Cryptosporidium*.

Exp/ pico	Unidade de filtração	Dias de amadurecimento	Turbidez (UT)	Oocistos de *Cryptosporidium*	
				ooc/L	Rem (log)
E3 - primeiras 24 horas	AB		10	8,4x10²	-
	FLA1	0	4,1	0,17	3,68
	PFPA	93	4,9	3,60	2,37
	FLA2	0	3,5	0,05	1,90
	PFPA+ FLA2		3,5	0,05	4,27
E3 - entre 24 e 48 horas	AB		11	-	-
	FLA1	1	3,9	0,02	-
	PFPA	94	5,4	0,13	-
	FLA2	1	3,1	ND	-
	PFPA+ FLA2		3,1	ND	-
E3 - entre 48 e 72 horas	AB		5,0	-	-
	FLA1	2	1,7	0,02	-
	PFPA	95	2,4	0,09	-
	FLA2	2	1,7	ND	-
	PFPA+ FLA2		1,7	ND	-
E6/P1- primeiras 24 horas	AB		34	1102	-
	FLA1	0	14	1,18	2,97
	PFPA	126	14	9,50	2,06
	FLA2	0	9,8	0,17	1,74
	PFPA+ FLA2		9,8	0,17	3,80
E6/P1 - entre 24 e 48 horas	AB		34	-	-
	FLA1	1	14	0,33	-
	PFPA	127	14	2,10	-
	FLA2	1	9,8	ND	-
	PFPA+ FLA2		9,8	ND	-

Esses resultados indicam que não houve arraste de oocistos previamente retidos nos filtros nas condições em que foram realizados os experimentos: taxa de filtração do PFPA igual a 10 m³/m².d, taxa dos filtros lentos igual a 3 m³/m².d, picos de contaminação realizados após remoção da "schmutzdecke", concentração inicial de oocistos em torno de 10³ oocistos/L.

Timms *et al.* (1991) e Heller e Brito (2006) avaliaram concentrações de oocistos retidos em várias profundidades da camada de areia ao invés do monitoramento do efluente dos filtrados. Timms *et al.* (1991) observaram que 80% dos oocistos foram retidos na camada mais superficial do meio filtrante (2,5cm). Heller e Brito (2006) relataram a presença de oocistos nos primeiros 60 cm em experimentos com taxa de filtração do com fluxo descendente igual a 3 $m^3/m^2.d$; quando o fluxo era ascendente, oocistos foram observados nos primeiros 45 cm de areia.

Hijnen *et al.* (2007) monitoraram o efluente de filtro lento durante 163 dias depois do período de contaminação de 98 dias ininterruptos com doses médias de 314,6 oocistos/L. Esses autores observaram oocistos de *Cryptosporidium* apenas até 29 dias após o término da inoculação no afluente. Em um outro período curto de 25 dias foi observado o traspasse de oocistos, resultando em uma concentração média de 0,0016 oocisto/L no filtrado.

Nos experimentos E3 e E6/P1 não houve traspasse, entretanto, não se sabe se haveria traspasse se os experimentos fossem mais longos. Porém, considerando os outros picos de contaminação realizados antes desses experimentos, as amostras foram coletadas após 31 e 63 dias respectivamente, contados a partir da primeira inoculação realizada no E2/P1, não é possível afirmar de qual(is) pico(s) de contaminação pertencem os oocistos que foram contabilizados no efluente dos filtros lentos. Ou seja, não se sabe se os oocistos contabilizados no efluente dos filtros lentos eram oriundos da água bruta inoculada naquele mesmo pico. De qualquer maneira, os dados indicam que não há arraste notável de oocistos de *Cryptosporidium* previamente retidos no filtro.

5.4. SEGUNDA FASE

A segunda fase teve como objetivo avaliar a influência do aumento da taxa de filtração dos filtros lentos para 6 $m^3/m^2.d$ e avaliar a relação entre as remoções de esporos da bactéria anaeróbia *C. perfringens* e de oocistos de *Cryptosporidium*. Para tanto foram realizados três experimentos, com total de cinco picos de contaminação, variando as condições de amadurecimento dos filtros.

A Tabela 5.9 apresenta as principais características dos experimentos realizados na terceira fase deste estudo. E a Tabela 5.10 apresenta os principais resultados obtidos nesses experimentos, sendo que o primeiro experimento foi realizado sem amadurecimento dos filtros e os demais são apresentados em ordem crescente de turbidez afluente (da água bruta).

Tabela 5.9: Resumo dos experimentos realizados na segunda fase (em ordem cronológica), com taxa de filtração dos filtros lentos de 6 $m^3/m^2.d$.

Exp.	Período	Data de Inoculação de oocistos de *Cryptosporidium*	Descrição da Água Bruta	Observações
E7	14 a 31 de janeiro de 2008	P1: 18 de janeiro (5)*	Turbidez - 16 UT $9{,}5x10^2$ ooc/L $1{,}7x10^2$ *C. perfringens* NMP/100mL	• Apenas o PFPA estava em operação, pico de 5 h • O PFPA estava funcionando a apenas 5 dias após a sua limpeza.
		P2: 27 de janeiro (0 e 14)*	Turbidez -52 UT $3{,}8x10^2$ ooc/L $5{,}0x10^3$ *C. perfringens* NMP/100mL	• Duração do pico de inoculação de 12 h. • Os FLAs não foram submetidos a período de amadurecimento.
E8	18 a 23 de fevereiro de 2008	22 de fevereiro (5 e 22)*	Turbidez -54 UT 96 ooc/L $1{,}7x10^3$ *C. perfringens* NMP/100mL	• O PFPA já se encontrava em funcionamento contínuo desde 14 de janeiro. • Duração do pico de inoculação de 12 h. • Os FLAs encontravam-se no quinto dia de operação
E10	10 a 19 de março de 2008	P1: 11 de março (2 e 28)*	Turbidez -35 UT $3{,}5x10^2$ ooc/L $9{,}0x10^2$ *C. perfringens* NMP/100mL	• Duração do pico de inoculação de 24 h. • Os FLAs não foram submetidos a período de amadurecimento • Na inoculação de 11 de março houve problemas no armazenamento com a contaminação das amostras
		P2: 17 de março (8 e 34)*	Turbidez -29 UT $1{,}2x10^2$ ooc/L $3{,}0x10^2$ *C. perfringens* NMP/100mL	

*: Os números entre parêntesis ao lado das datas de inoculação indicam os tempos de operação (tempo de amadurecimento) das FLAs e do PFPA.

Tabela 5.10: Valores medidos durante os experimentos e remoções de turbidez, oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e *Clostridium perfringens*, durante a segunda fase experimental, para taxa de filtração dos filtros lentos igual a 6 m³/m².d.

Exp/ pico	Unidade de filtração	Dias de amadurecimento	Turbidez		Oocistos de *Cryptosporidium*					Coliformes totais		*Clostridium perfringens*		
			UT	Rem (%)	Volume amostra (L)	Qtde de oocistos	ooc/L	Rem (%)	Rem (log)	NMP/ 100mL	Rem (log)	NMP/ 100mL	Rem (%)	Rem (log)
E7/P1	AB		15,9	-	1	952	9,5E2	-	-	7,7E3	-	1,7E2	-	-
	PFPA	5	7,9	38	52	16784	322,77	66,096	0,47	1,8E3	0,63	2,3E2	-35,29	-0,13
E7/P2	AB		52	-	1	377	3,8E2	-	-	2,4E4	-	5,0E3	-	-
	FLA1	0	19	63	40	16	0,40	99,894	2,97	6,9E3	0,55	3,0E2	94,000	1,22
	PFPA	14	30	42	5	33	6,60	98,249	1,76	1,2E4	0,30	5,0E2	90,000	1,00
	FLA2	0	15	52	40	11	0,28	95,833	1,38	3,7E3	0,52	2,4E2	52,000	0,32
	PFPA+FLA2		15	72			0,28	99,927	3,14	3,7E3	0,82	2,4E2	95,200	1,32
E10/P2	AB		29	-	1	121	1,2E2	-	-	4,1E3	-	3,0E2	-	-
	FLA1	8	7,2	75	40	6	0,15	99,876	2,91	3,5E2	1,08	1,7E1	94,333	1,25
	PFPA	34	11	62	5	308	61,60	49,091	0,29	1,8E3	0,36	1,7E02	43,333	0,25
	FLA2	8	6,4	43	40	5	0,13	99,797	2,69	1,3E2	1,15	1,1E1	93,529	1,19
	PFPA+FLA2		6,4	78			0,13	99,897	2,99	1,3E2	1,51	1,1E1	96,333	1,44
E10/P1	AB		35	-	2	709	3,5E2	-	-	3,9E3	-	9,0E2	-	-
	FLA1	2	9,2	73	40	1	0,03	99,993	4,15	3,5E2	1,05	3,4E1	96,222	1,42
	PFPA	28	11	69	5	SD	SD	-	-	1,0E3	0,57	SD	-	-
	FLA2	2	7,5	30	40	2	0,05	-	-	1,9E2	0,73	1,3E1	-	-
	PFPA+FLA2		7,5	78			0,05	99,986	3,85	1,9E2	1,30	1,3E1	98,556	1,84
E8	AB		54	-	1	96	9,6E1	-	-	1,6E4	-	1,7E3	-	-
	FLA1	5	15	72	42	7	0,17	99,826	2,76	4,9E3	0,50	1,7E2	90,000	1,00
	PFPA	22	23	57	10	86	8,60	91,042	1,05	1,2E4	0,13	2,8E2	83,529	0,78
	FLA2	5	15	36	44	5	0,11	98,679	1,88	1,0E3	1,06	1,3E2	53,571	0,33
	PFPA+FLA2		15	72			0,11	99,882	3,52	1,0E3	1,19	1,3E2	92,353	1,59

ND: não detectado SD: sem dado

No primeiro pico do experimento 7 (E7/P1) os filtros lentos não se encontravam em funcionamento e o PFPA estava com 5 dias de operação, ou seja, com amadurecimento biológico incipiente. O pico de contaminação foi mais curto, pois em 5 horas de funcionamento com taxa de 10 $m^3/m^2.d$, o PFPA já havia produzido efluente suficiente para a realização das análises. Esse experimento foi realizado para avaliar a eficiência do PFPA após a limpeza com sucessivas descargas de fundo. Pode-se observar na Tabela 5.9, que na condição avaliada, a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no PFPA foi 1,2 log inferior aos experimentos anteriores. A remoção de oocistos foi de 0,47 log no E7/P1 enquanto que a remoção quando o PFPA estava amadurecido foi, em média, de 1,71 log (experimentos E1 a E6). Importante lembrar que a taxa de filtração do PFPA na segunda fase manteve-se igual à da primeira, 10 $m^3/m^2.d$.

Acredita-se que a baixa remoção de oocistos de *Cryptosporidium* observada no E7/P1 deva-se, principalmente, a carência de predadores no PFPA e pela pouca quantidade de biofilme na superfície dos pedregulhos que dificultou a remoção de oocistos pelos mecanismos físico-químico. Ainda assim, o PFPA conseguiu remover quase 0,5 log de oocistos, remoção comparável ao processo de coagulação e floculação relatada por Xagoraraki (2001). Não houve remoção de *Clostridium perfringens*, pelo contrário, houve um aumento na concentração efluente do PFPA. Os esporos de *C. perfringens* são menores que os oocistos, medem aproximadamente 2 μm e, provavelmente, por esse motivo não houve remoção de *C. perfringens* no PFPA.

No segundo pico do experimento 7 (E7/P2), quando o PFPA havia passado por período de 14 dias de operação e, portanto, já apresentava certo grau de amadurecimento, a remoção de *C. perfringens* no PFPA alcançou 1 log. Esses resultados sugerem que os mecanismos de remoção de *C. perfringens* atuantes no pré-filtro são de natureza biológica e também física. As bactérias *C. perfringens* podem ter sido ingeridas por outros organismos e/ou aderidas ao biofilme formado nesses 14 dias de operação, em que a água bruta teve valor médio de turbidez de 15,9 ± 13,8 UT. Wegelin (1996) relata eficiências de remoção de bactérias no pré-filtro de pedregulho de 60 a 90%.

A remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no E7/P2 no pré-filtro também apresentou um aumento considerável em relação ao E7/P1, alcançando 1,76 log. Os filtros lentos, mesmo não amadurecidos, conseguiram remover oocistos na ordem de 3 log, valores similares às

remoções obtidas nos experimentos realizados sem amadurecimento e com a taxa de filtração de 3 m³/m².d. Porém, a remoção de *C. perfringens* nos filtros lentos não amadurecidos foi baixa, 1,22 log no FLA1 e 1,32 log no conjunto PFPA+FLA2. Contudo, os valores de remoção de *C. perfringens* não aumentaram muito com o amadurecimento dos filtros lentos (experimentos E10 e E8), mantendo-se na faixa de 1,00 a 1,42 log de remoção, no caso do FLA1, e 1,44 a 1,84 log, no caso da seqüência de tratamento PFPA+FLA2.

Pela Tabela 5.10, a remoção de turbidez nos filtros lentos foi similar nos experimentos E7/P1 e E6/P1 (experimentos sem amadurecimento, valores de turbidez da água bruta altos, porém com taxas de filtração diferentes). Já em relação aos coliformes totais, os filtros lentos apresentaram menores remoções no E7/P2 quando comparado com os resultados do E6/P1.

Nessa segunda fase, as remoções de oocistos de *Cryptosporidium* nos experimentos com filtros lentos submetidos a período de amadurecimento não foram muito superiores às remoções dos experimentos sem amadurecimento. Esse pior desempenho pode ser resultado do aumento da taxa de filtração dos filtros lentos, mas também pode estar associado à dificuldade encontrada na contagem de oocisto de *Cryptosporidium* em função do excesso de impurezas nas amostras. Apenas no E10/P1 observou-se remoção consideravelmente superior tanto no FLA1 quanto no conjunto PFPA+FLA2, sendo a remoção no FLA1 ainda melhor que no PFPA+FLA2 (4,15 e 3,85 log respectivamente).

Comparando os resultados dos experimentos realizados com taxas de filtração iguais a 3 e 6 m³/m².d, de modo geral, observou-se uma tendência à diminuição da remoção de oocistos de *Cryptosporidium* com o aumento da taxa de filtração. Apenas no experimento E10/P1, realizado com taxa maior, foram obtidos resultados comparáveis aos experimentos com taxas menores. Houve também tendência de diminuição da eficiência de remoção de coliformes totais. Porém, a eficiência de remoção de turbidez manteve-se similar com as duas taxas de filtração.

Outros autores também relataram que o aumento da taxa de filtração de filtros lentos afeta as remoções de (oo)cistos (Bellamy *et al.,* 1985a, DeLoyde *et al*., 2006). No entanto,

Schuler *et al.* (1991), Bellamy *et al.* (1985b) e Timms *et al.* (1991) não observaram influência do aumento da taxa de filtração na remoção de (oo)cistos.

5.4.1. Zooplâncton e Fitoplâncton

O material retirado da *"*schmutzdecke*"* dos filtros lentos foi caracterizado em relação aos organismos presentes nessa camada. Sabe-se que a maior remoção de microrganismos e partículas pela filtração lenta se dá nos primeiros centímetros do meio filtrante e, por isso, a caracterização da "schmutzdecke" é de grande importância para a compreensão dos mecanismos de remoção.

A partir da análise das frações de biofilme do PFPA e da camada biológica dos FLAs, foram identificadas a presença de duas classes de algas: Clorophyceae (algas conjugadas) e Bacillariophyceae (diatomáceas). Os gêneros dominantes de algas conjugadas foram *Staurastrum*, *Staurodesmus*, *Xhantidiun*, *Euastrum*, *Cosmarium*, *Closterium*, *Micrasteria*, *Desmidium*. Dentre as diatomáceas predominou o gênero *Synedra*. As contagens dos organismos fitoplanctônicos no biofilme do PFPA e na "schmutzdecke" são apresentadas nos Apêndices F e G, respectivamente.

Sabe-se que as diatomáceas têm a capacidade de colmatar os filtros lentos por possuírem sílica em sua composição, ou seja, material que não se decompõe. Assim, altas concentrações de diatomáceas ajudam as rápidas perdas de carga e conseqüente diminuição das carreiras de filtração dos FLAs. Como pode ser visto na Tabela 5.11, nos biofilmes dos filtros, tanto no PFPA quanto nos FLA1 e FLA2, as diatomáceas apresentavam-se em concentrações da ordem de 10^5 organismos/g de biomassa. À medida que as chuvas se intensificaram no período de outubro a dezembro de 2007, as concentrações de diatomáceas tenderam a diminuir no biofilme dos filtros, como era de se esperar.

Dentre os grupos de protozoários que colonizaram a camada biológica dos FLAs e o biofilme do PFPA, predominaram: classe Rhyzopoda, representada pela ordem Testacea (gêneros *Euglypha*, *Arcella* e *Centropyxis*) e pela ordem Amoebida; classe Ciliata, representada pelas ordens Peritricha (gênero *Vorticella*) e Holotricha e classe Actinopoda (ordem Heliozoa). Os metazoários que colonizaram a camada biológica e o PFPA foram os pertencentes às ordens Rotatoria, Nematoda, bem como à classe Clitellata representada

pela ordem Oligochaeta. A fixação com Formalina não foi eficiente para alguns organismos como os ciliados, porém, esses organismos foram observados em amostras *in vivo*.

Tabela 5.11: Principais classes de algas identificadas no biofilme do PFPA e nas camadas biológicas dos FLAs.

Data de coleta de amostra	PFPA (org/g biofilme)		FLA2 (org/g SM)		FLA1(org/g SM)	
	D	C	D	C	D	C
15/10/07	$1,5 \times 10^5$	$6,9 \times 10^4$	$2,2 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$	$3,4 \times 10^5$	$5,6 \times 10^4$
1/11/07	$4,4 \times 10^5$	$4,0 \times 10^4$	$1,1 \times 10^5$	$1,1 \times 10^4$	$6,4 \times 10^4$	$4,3 \times 10^3$
26/11 (PFPA) e 19/11/07 (FLAs)	$6,7 \times 10^4$	$9,1 \times 10^3$	$8,0 \times 10^3$	$3,1 \times 10^2$	$1,5 \times 10^3$	$1,9 \times 10^2$
17/12 (PFPA) e 7/12/07 (FLAs)	$3,9 \times 10^4$	$1,2 \times 10^3$	$3,3 \times 10^3$	$2,4 \times 10^2$	$2,3 \times 10^4$	$2,1 \times 10^3$

D: diatomáceas C: algas conjugadas SM: "schmutzdecke"

As Figuras 5.12 a 5.14 apresentam a quantificação dos organismos mais freqüentemente encontrados no biofilme das unidades de filtração, enquanto as Figuras 5.15 a 5.17 ilustram esses organismos. Os dados de contagens dos organismos são apresentadas nos Apêndices F e G.

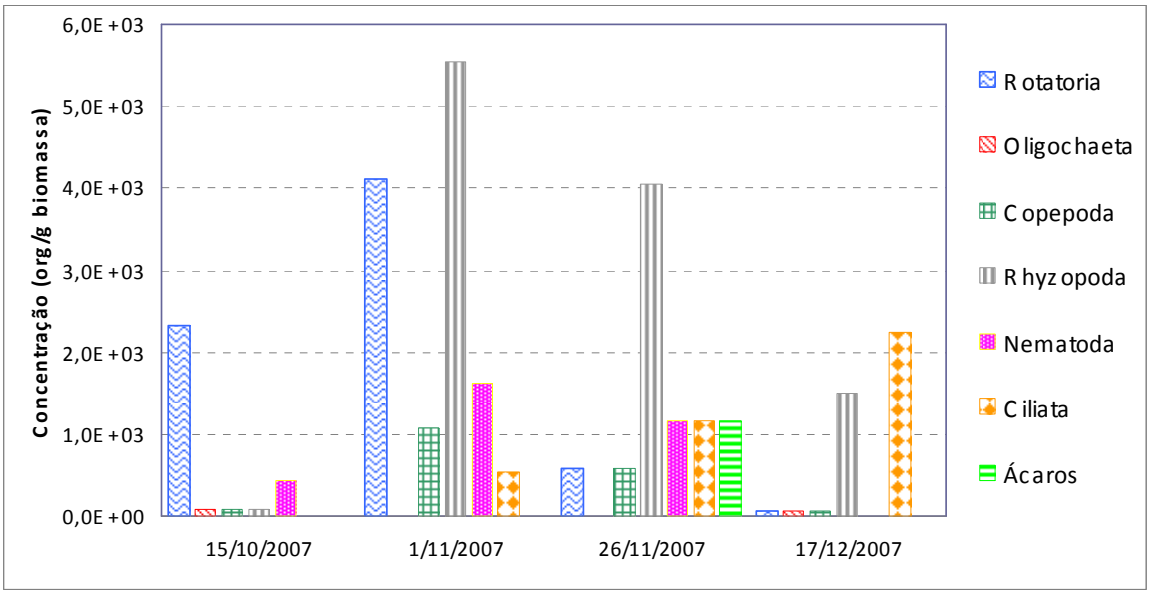


Figura 5.12: Principais classes de protozoários e metazoários encontrados nas frações de biofilme retiradas do PFPA após os experimentos E2, E3, E5 e E6.

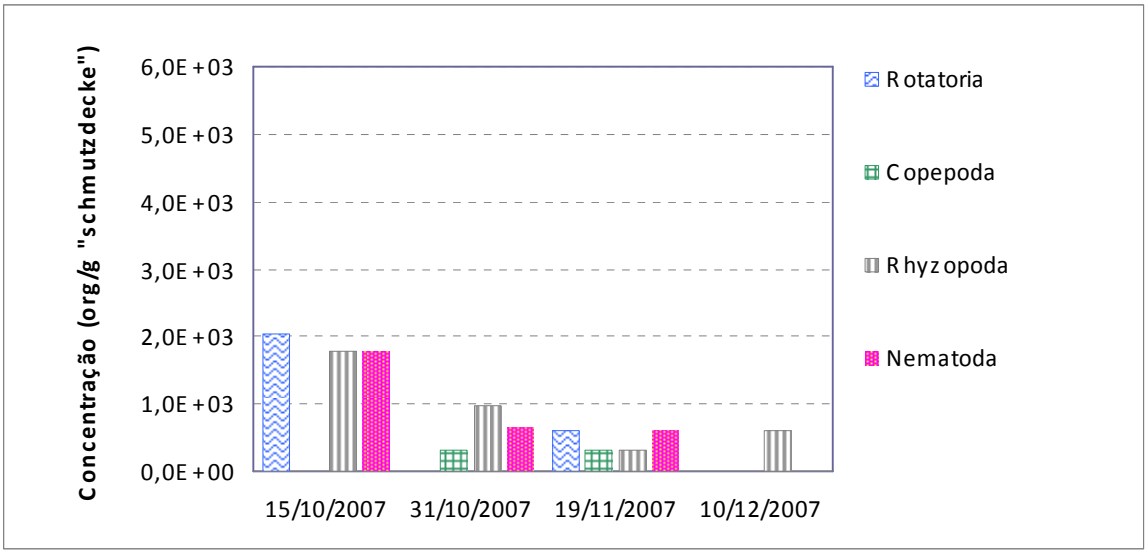


Figura 5.13: Principais classes de protozoários e metazoários encontrados nas amostras de camadas biológicas retiradas do FLA2 após os experimentos E2, E3, E5 e E6.

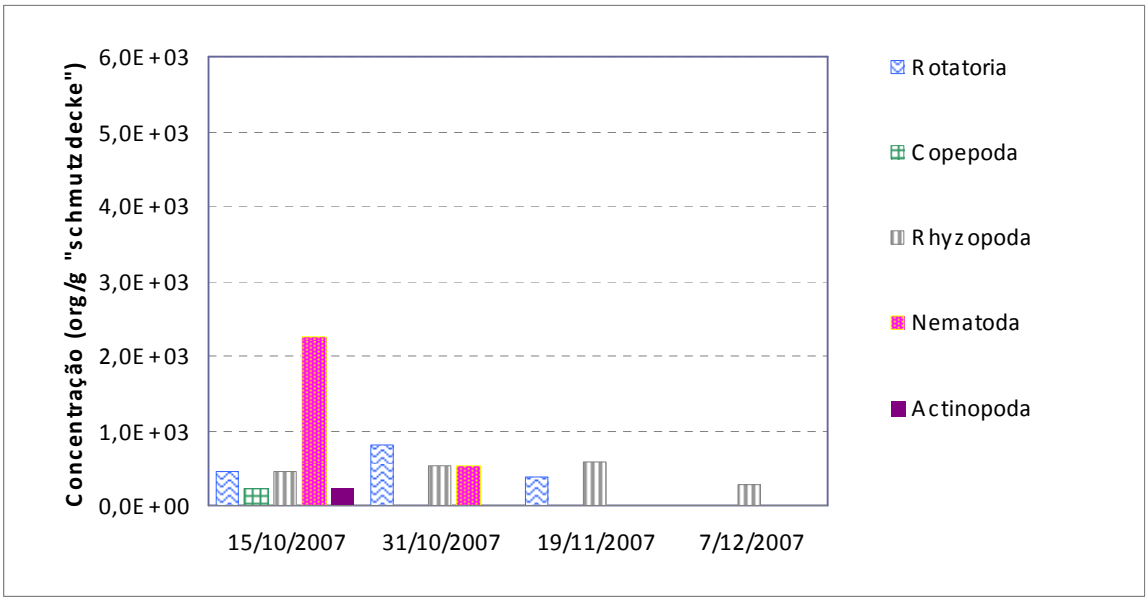


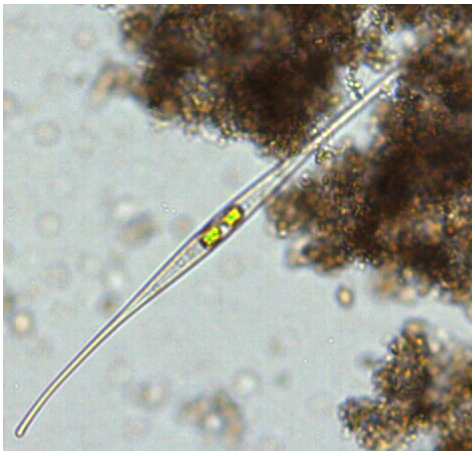
Figura 5.14: Principais classes de protozoários e metazoários encontrados nas amostras de camadas biológicas retiradas do FLA1 após os experimentos E1, E3, E5 e E6.

(A)

(B)

(C)

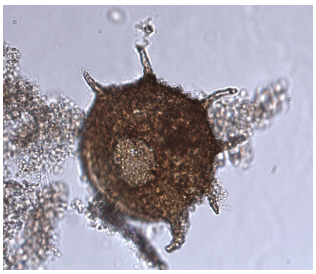
(D)



(E)

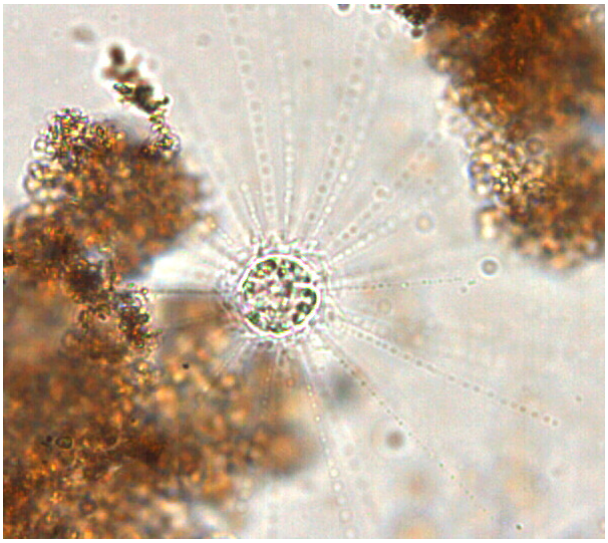
(F)

Figura 5.15: Imagens adquiridas por microscopia (400x) dos organismos fitoplanctônicos observados no biofilme do PFPA e “schmutzdecke” dos FLAs: (A) Staurastrum; (B) Scenedesmus; (C) Staurodesmus; (D) Cosmarium; (E) Closterium; (F) Synedra.



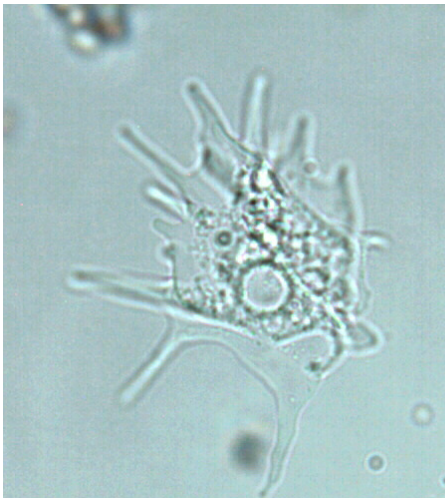
(A)

(B)



(C)

(D)



(G)

(E)

(F)

Figura 5.16: Imagens adquiridas por microscopia (200x) dos organismos zooplanctônicos observados no biofilme na "schmutzdecke" dos FLAs: (A) *Centropyxis*; (B) *Euglypha*; (C) Heliozoário; (D) *Arcella*; (E) Ciliado; (F) *Vorticella*; (G) Ameba nua

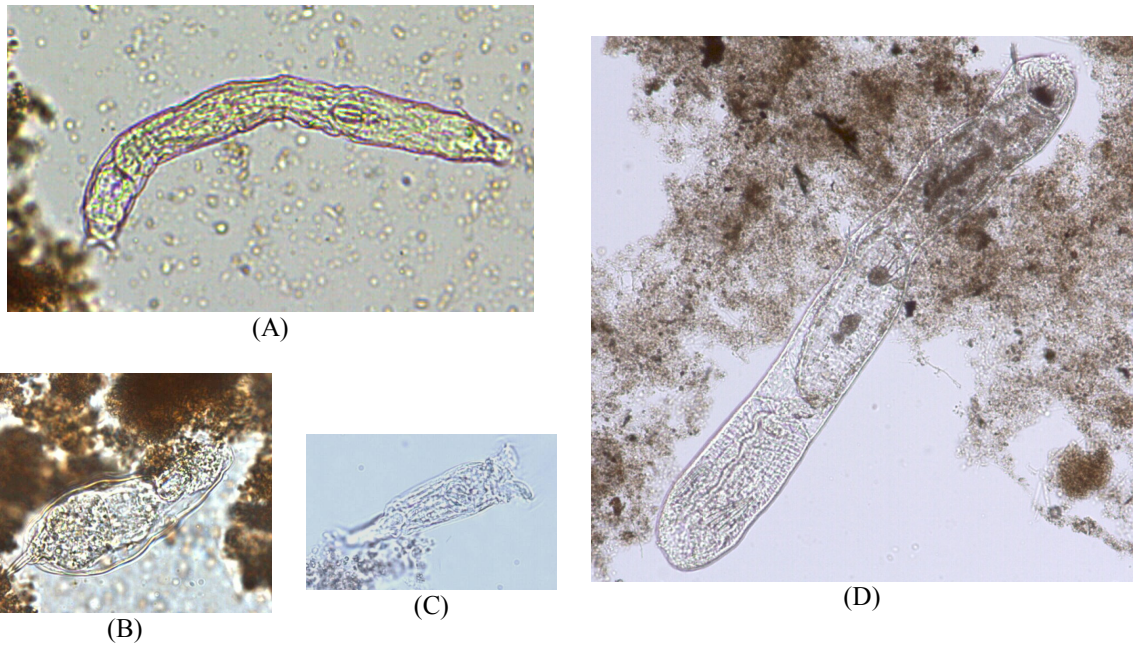


Figura 5.17: Imagens adquiridas por microscopia de alguns organismos zooplanctônicos nas amostras de biofilme do PFPA. (A), (B) e (C) Rotíferos, (D) Clitellata

A presença de rotíferos (Rotatoria) tanto no PFPA quanto nos FLAs, na maioria das vezes em que foi retirada a biomassa para as contagens, pode indicar a existência de predação nos filtros, uma vez que esses organismos são considerados predadores de oocistos de *Cryptosporidium* por diferentes autores (Fayer *et al.,* 2000, Stott *et al.,* 2003). A literatura também relata outros organismos considerados capazes de ingerir oocistos, como a ameba nua *A. culbertsoni*, os protozoários ciliados (Stott *et al.*, 2003) e *Daphnia pulicaria* (Connelly *et al.,* 2007). Como foram encontrados na biomassa retirada dos filtros usados neste estudo organismos das mesmas classes (Rhyzopoda, Rotatoria e Ciliata) dos predadores citados, há indícios de que esses organismos também podem ter ingerido oocistos e contribuído para a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

5.4.1.1 Relação entre organismos zooplanctônicos e eficiência dos filtros

Pré filtro de pedregulho com escoamento ascendente

Ao longo dos experimentos da primeira fase, em que o PFPA funcionou sem ser submetido a descargas de fundo, portanto, como já mencionado, foram coletados pequenas frações do biofilme formado no interior do PFPA a fim de efetuar o reconhecimento e identificação dos organismos zooplanctônicos que colonizavam o pré-filtro.

Com o intuito de relacionar o desempenho do pré-filtro com a quantidade e variedade de organismos zooplanctônicos encontrados, fez-se um paralelo cronológico entre as coletas de amostras do biofilme e as respectivas eficiências de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e turbidez (Tabela 5.12).

Tabela 5.12: Resumo dos experimentos realizados na 1ª fase em relação ao PFPA e caracterização do biofilme do mesmo.

Evento Data	Remoção no PFPA		Organismos encontrados no biofilme (org. /g de biofilme)							Observações
	Oocistos de *Cryptosporidium* (log)	Turbidez (%)	Rotatoria	Oligochaeta	Copepoda	Rhyzopoda	Nematoda	Ciliata	Ácaros	
E1 11/9/2007	-	49								Problemas na detecção de oocistos de *Cryptosporidium*
E2/P1 25/9/2007	1,93	48								Concentração inicial: 1,1 x 10^2 oocistos/L;
E2/P2 2/10/2007	1,98	33								Concentração inicial: 1,2 x 10^3 ooc/L;
E2/P3 9/10/2007	2,11	54								Concentração inicial: 1,0 x 10^3 ooc/L;
Coleta 1 15/10/2007			2,3E3	8,6E1	8,6E1	8,6E1	4,3E2	0	0	
E3 24/10/2007	2,37	51								Concentração inicial: 8,4 x 10^2 ooc/L;
Coleta 2 1/11/2007			4,1E3	0	1,1E3	5,5E3	1,6E3	5,4E2	0	As concentrações de organismos aumentaram, com exceção das Oligochaeta.
E4 12/11/2007	1,65	71								Concentração inicial: 39 ooc/L;
E5 16/11/2007	1,74	47								Concentração inicial: 8,7 x 10^2 ooc/L;
Coleta 3 26/11/2007			5,8E2	0	5,8E2	4,1E3	1,2E3	1,2E3	1,2E3	
E6/P1 26/11/2007	2,06	59								Concentração inicial: 1,1 x 10^2 ooc/L
E6/P2 6/12/2007	1,58	53								Concentração inicial: 91 ooc/L
Coleta 4 17/12/2007			5,7E1	5,7E1	5,7E1	1,5E3	0	2,2E3	0	Em geral as concentrações de organismos diminuíram, com exceção dos ciliados.

Nos experimentos E1, E2 e E3 houve tendência de aumento gradual da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no PFPA. Esse aumento gradual pode estar associado ao aumento do tempo de amadurecimento do PFPA que, como já mencionado, não foi submetido a descargas de fundo durante toda a 1ª fase experimental. Comparando as concentrações de Rotatoria, que são organismos relatados como predadores de oocistos com as eficiências de remoção de oocistos, observa-se uma tendência de dependência entre elas. Ou seja, quando a concentração de Rotatoria aumentou, parece ter havido um aumento na remoção de oocistos no PFPA.

Várias espécies de rotíferos (Rotatoria) têm sido avaliadas e relatadas na literatura como predadores naturais de oocistos de *Cryptosporidium*, sendo observada a ingestão de até 15 oocistos/rotífero (Fayer *et al.,* 2000). Outros organismos tidos como predadores também foram observados nas coletas realizadas do biofilme do PFPA (Rhyzopoda e Ciliata).

A redução de eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no PFPA em alguns experimentos pode estar associada ao estresse sofrido pelos organismos que colonizavam o PFPA, devido a recirculação da água nessa unidade. Nos dias anteriores ao experimento E4 ocorreu elevação significativa da turbidez da água bruta devido às chuvas e por isso foi necessário realizar a recirculação de água filtrada no PFPA para atenuar a turbidez afluente aos filtros lentos e minimizar o aumento da perda de carga nessas unidades. A recirculação da água no PFPA pode ter afetado a oferta de alimento para os organismos zooplanctônicos presentes no PFPA, que se alimentam essencialmente de bactérias, bem como o número de organismos presentes na água bruta que colonizavam o meio filtrante, o que pode ter afetado a eficiência de remoção pelos mecanismos biológicos.

Outro fator que pode ter influenciado o desempenho do PFPA é a baixa concentração inicial de oocistos no experimento E4, que leva a uma detecção menor de oocistos no efluente produzido pelos filtros.

No experimento E6/P1 a eficiência de remoção de oocistos pelo PFPA voltou a aumentar, alcançando 2,06 log e logo em seguida diminuiu novamente para 1,58 log (E6/P2). Os resultados de contagem de organismos zooplanctônicos da Coleta 4 de

biofilme mostram uma diminuição na concentração de organismos das classes Rotatoria (rotíferos), Copepoda, Rhyzopoda e Nematoda no PFPA. Assim, acredita-se que a concentração desses organismos no PFPA pode ter afetado a remoção de oocistos, como apontado nos primeiros experimentos.

Filtros lentos

A camada biológica formada nos primeiros centímetros dos filtros lentos também foi caracterizada para avaliar a influência dos organismos zooplanctônicos na eficiência dos filtros lentos. A remoção dessa camada no primeiro experimento foi feita sempre que a perda de carga nos filtros lentos alcançava o valor limite, porém nem sempre esta foi avaliada quanto aos organismos presentes. Com isso, diferentemente do observado no PFPA, as concentrações de organismos na areia dos filtros lentos estão relacionadas com as características da água bruta no intervalo de operação entre as limpezas, portanto sem continuidade em relação a carreira de filtração precedente da qual foi retirada a "schmutzdecke".

Todavia, foi possível comparar a eficiência dos FLAs com os organismos presentes na camada biológica removida logo em seguida ao experimento em questão. Outro ponto que pode ser observado é a influência do tempo de amadurecimento a que os FLAs são submetidos na eficiência de remoção. A Tabela 5.13 mostra os resultados obtidos nas remoções da "schmutzdecke" dos filtros lentos.

A quantidade e diversidade de organismos presentes na camada biológica dos filtros lentos variaram de uma retirada de "schmutzdecke" para outra. Foram observados organismos pertencentes às classes Rotatoria, Crustacea (Subclasse Copepoda), Rhyzopoda (Ordens Amoebida e Testacea), Nematoda, Actinopoda (ordem Heliozoa) e Ciliata (Ordens Holotricha e Peritricha). Não foram incluídos os organismos observados *in vivo*, devido à dificuldade em quantificá-los.

Tabela 5.13: Resumo dos experimentos realizados na 1ª fase em relação aos filtros lentos e caracterização da "schmutzdecke".

Evento Data	Remoção no FLA1		Organismos encontrados no FLA1 (org. /g de "schmutzdecke")					Remoção no PFPA+FLA2		Organismos encontrados no FLA2 (org./g de "schmutzdecke")				
	Oocistos de *Cryptosporidium* (log)	Turbidez (%)	Rotatoria	Copepoda	Rhyzopoda	Nematoda	Actinopoda	Oocistos de *Cryptosporidium* (log)	Turbidez (%)	Rotatoria	Copepoda	Rhyzopoda	Nematoda	Ciliata
E1 11/9/2007	-	43						-	48					
E2/P1 25/9/2007	3,28	55						PFPA: 1,93 FLA2: 1,53	62					
E2/P2 2/10/2007	4,04	71						PFPA: 1,98 FLA2: 2,15	68					
E2/P3 9/10/2007	4,28	72						PFPA: 2,11 FLA2: 1,95	71					
Remoção 1 15/10/2007			4,5E2	2,3E2	4,5E2	2,3E2	2,3E2			2,0E3	0	0	1,8E3	1,8 E3
E3 24/10/2007	3,68	59						PFPA: 2,37 FLA2: 1,90	64					
Remoção 2 31/10/2007			8,0E2	0	5,3E2	5,3E2	0			0	3,2E2	9,7E2	6,5E2	0
E5 16/11/2007	3,96	81						PFPA: 1,74 FLA2: 2,54	83					
Remoção 3 19/11/2007			3,9E2	0	5,8E2	0	0			6,2E2	3,1E2	3,1E2	6,2E2	0
E6/P2 6/12/2007	3,29	70						PFPA:1,58 FLA2: > 2,02	74					
Remoção 4 10/12/2007			0	0	2,7E2	0	0			0	0	6,1E2	0	0

Organismos das classes Ciliata, Rhyzopoda, Rotatoria e Crustácea, como já discutido, são apontados como predadores de oocistos de *Cryptosporidium*. No presente estudo, organismos pertencentes a essas classes foram encontrados na "schmutzdecke" dos filtros lentos. Com isso, acredita-se que o mecanismo biológico de predação teve papel importante na remoção de oocistos em todas as unidades de tratamento.

Hijnen *et al.* (2007) coletaram amostras da "schmutzdecke" retiradas de um filtro lento de uma estação piloto, operada a 7,2 $m^3/m^2.d$, com 3 anos sem ser raspada. Assim como no presente estudo, os autores também observaram altas concentrações de Nematoda e Testacea (pertencente à classe Rhyzopoda) nos primeiros 5,0 cm do meio filtrante. Além desses organismos, nos primeiros 5 cm foram observados organismos das classes Clitellata (Ordem Oligochaeta), Rotatoria, Crustacea (subclasse Copepoda) representada pelas ordens Harpacticoida e Cyclopoida. Nas camadas mais profundas (50 a 100 cm) foram detectados alguns organismos da classe Ciliata.

Analisando o experimento E2 e a subseqüente Remoção 1, tanto o FLA1 quanto o FLA2 apresentaram aumento na eficiência de remoção de oocistos ao longo dos picos realizados nesse experimento. Contudo, é observado crescimento mais rápido da eficiência do FLA1 em comparação com a eficiência do FLA2. Essa tendência pode estar associada à maior diversidade de organismos zooplanctônicos encontrados no FLA1 em relação ao FLA2. Na "schmutzdecke" do FLA1 foram detectadas seis classes de organismos, enquanto que na "schmutzdecke" do FLA2 ocorreram apenas três classes.

Segundo Alicea *et al.* (2006), em geral a presença de grande quantidade de organismos, especialmente Nematoda, na "schmutzdecke" é associada a efluente de boa qualidade. Ainda de acordo com esses autores, o fato do número de Rotatoria (organismos inferiores) ser maior do que de Nematoda (organismos superiores) é um indicativo do estágio inicial do amadurecimento do filtro lento. Foi observado nas amostras de "schmutzdecke" do FLA1 uma quantidade maior de Rotatoria do que de Nematoda em todas as retiradas da camada biológica, com exceção da Remoção 1, o que sugere que o amadurecimento do FLA1 estava no seu estágio inicial. Entretanto, essa relação entre Rotatoria e Nematoda não foi constada no FLA2.

Nos experimentos E3 e E6/P1 os picos de contaminação com oocistos de *Cryptosporidium* foram realizados sem os filtros serem submetidos a qualquer período de amadurecimento. Observa-se na Remoção 2 (12 dias de operação), realizada após o experimento E3, que a diversidade de organismos foi menor do que na Remoção 1 (26 dias de operação). Entretanto, não se pode afirmar que os organismos visualizados na Remoção 2 eram os organismos que já colonizavam os filtros durante o experimento E3 e que foram responsáveis pela remoção de oocistos, pois a Remoção 2 foi realizada 7 dias após o E3, tempo suficiente para a colonização de outros organismos nos filtros lentos.

No experimento E6/P2, com o aumento do tempo de amadurecimento do filtro (11 dias) em relação ao E6/P1 houve uma melhora nas remoções de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e turbidez pelo FLA1 e pelo PFPA+FLA2. No entanto, foi observada pouca variedade de organismos na amostra de "schmutzdecke" coletada na Remoção 4 (tanto no FLA1 como no FLA2 só foram encontrados organismos da classe Rhyzopoda), o que pode explicar a menor eficiência de remoção de oocistos nos filtros lentos, particularmente no FLA1, quando comparado com o experimento E5 realizado com apenas 3 dias de operação.

Os dados da caracterização dos organismos presentes nos dois primeiros centímetros da areia dos FLAs sugerem que a diversidade de organismos presentes parece influenciar mais a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* do que a presença de organismos específicos citados como potenciais predadores de oocistos. A diversidade parece estar associada ao tempo de amadurecimento e a formação da "schmutzdecke" indicando a importância dos mecanismos biológicos, mas não necessariamente a predominância da predação. Essa hipótese contraria o sugerido por Hijnen *et al.* (2007) que observou a redução dos oocistos retidos na areia ao longo do tempo e atribuiu esse desaparecimento a predação ou desintegração dos oocistos. A importância da predação deve, portanto, ser mais bem avaliada.

Entretanto, a presença de organismos potencialmente predadores de oocistos de *Cryptosporidium* no biofilme do PFPA parece influenciar a eficiência de remoção nessa unidade. A diferença de importância da presença de organismos predadores no PFPA pode ser reflexo da menor importância relativa de outros mecanismos como os físico-químicos

que são influenciados pela granulometria do meio filtrante e pelo tempo de detenção da água na unidade.

5.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

5.5.1. Estatística Descritiva

A Tabela 5.14 apresenta os valores médios, máximos e mínimos e a mediana dos parâmetros analisados e das remoções alcançadas em cada etapa de tratamento nas duas fases experimentais. A representação gráfica da Tabela 5.14 são apresentados nas Figuras 5.18 a 5.24. Esses resultados representam todos os experimentos realizados, com taxas de filtração dos filtros lentos de 3 e 6 m/d.

Tabela 5.14: Valores descritivos de turbidez; concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e coliformes totais; remoções desses parâmetros nas unidades de tratamento para os experimentos realizados nas primeira e segunda fases.

Unidade	Parâmetro	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
PFPA	Turbidez (UT)	15	12	9,9	1,13	47	13
	$C_{Cryptosporidium}$ (ooc/L)	12	11,13	7,27	0,88	61,60	16,55
	CT (NMP/100 mL)	13	$2,9 \times 10^3$	$1,0 \times 10^3$	76	$1,2 \times 10^4$	$4,1 \times 10^3$
	$R_{Cryptosporidium}$ (log)	13	1,55	1,74	0,29	2,37	0,63
	R_{CT} (log)	14	0,84	0,76	0,00	1,69	0,56
	$R_{Turbidez}$ (log)	15	0,51	0,53	0,29	1,10	0,21
	$R_{C.\ perfringens}$ (log)	4	0,47	0,51	-0,13	1,00	0,51
PFPA + FLA2	Turbidez (UT)	14	6,3	6,4	0,700	15	5,3
	$C_{Cryptosporidium}$ (ooc/L)	11	0,10	0,09	0,04	0,28	0,07
	CT (NMP/100 mL)	13	$5,1 \times 10^2$	$1,9 \times 10^2$	1,00	$3,7 \times 10^3$	$9,9 \times 10^2$
	$R_{Cryptosporidium}$ (log)	12	3,66	3,70	2,84	4,28	0,49
	R_{CT} (log)	13	1,87	1,55	0,82	3,72	0,85
	$R_{Turbidez}$ (log)	14	0,54	0,55	0,28	0,79	0,15
	$R_{C.\ perfringens}$ (log)	4	1,55	1,51	1,32	1,84	0,23
FLA1	Turbidez (UT)	14	7,3	6,8	0,643	19	6,4
	$C_{Cryptosporidium}$ (ooc/L)	12	0,22	0,13	0,03	1,18	0,32
	CT (NMP/100 mL)	13	$1,8 \times 10^3$	$3,5 \times 10^2$	2,00	$7,2 \times 10^3$	$2,7 \times 10^3$
	$R_{Cryptosporidium}$ (log)	12	3,39	3,29	2,43	4,28	0,61
	R_{CT} (log)	12	1,51	1,30	0,50	3,42	0,94
	$R_{Turbidez}$ (log)	14	0,51	0,53	0,24	0,92	0,18
	$R_{C.\ perfringens}$ (log)	4	1,22	1,23	1,00	1,42	0,17

CT: coliformes totais C_x: concentração de "x" R_x: remoção de "x"

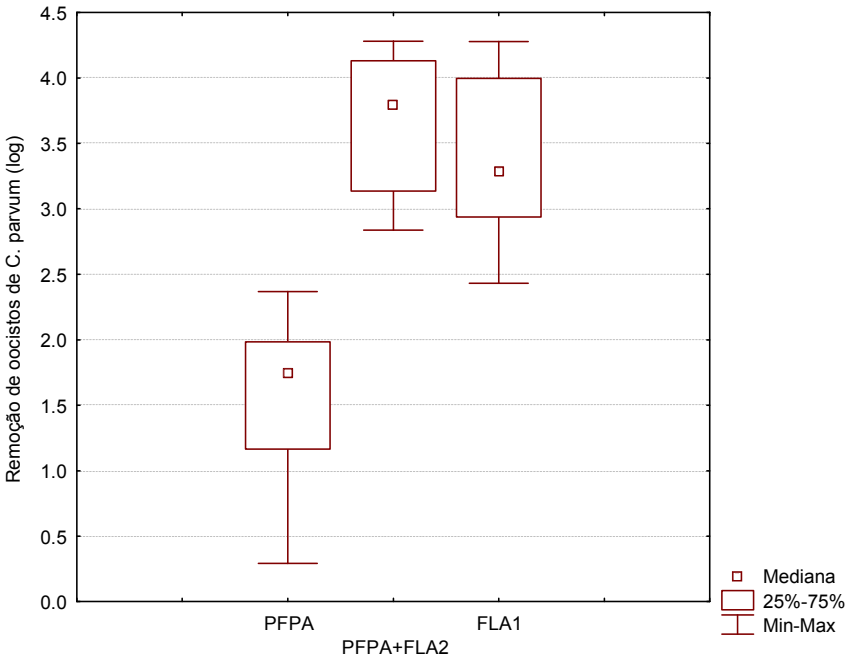


Figura 5.18: Remoção de oocistos de *Cryptosporidium* em cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d).

Observa-se na Figura 5.18 que a mediana da remoção de oocistos no PFPA+FLA2 (≈ 3,70 log) foi superior à mediana da remoção no FLA1 (≈ 3,29 log). A média da remoção de oocistos no PFPA+FLA2 também foi superior a do FLA1, 3,66 ± 0,49 log e 3,39 ± 0,61 log, respectivamente. Isso sugere a contribuição positiva do PFPA na eficiência do tratamento sob várias condições de operação e de qualidade da água bruta. O PFPA apresentou remoções de oocistos entre 0,29 e 2,37 log.

A Figura 5.19 indica que houve maior remoção de coliformes totais no tratamento precedido pelo PFPA, em relação ao tratamento apenas com filtro lento. A mediana de remoção no PFPA+FLA2 (1,55 log) foi novamente superior à mediana no FLA1 (1,30 log). O PFPA foi responsável por 0,76 log (mediana) de remoção de coliformes totais.

Apesar das remoções de oocistos e coliformes totais se apresentarem diferentes em cada unidade de tratamento, a Figura 5.20 mostra que as remoções de turbidez são muito similares. No PFPA a mediana de remoção de turbidez foi de 0,53 log; no PFPA+FLA2, 0,55 log e no FLA1, 0,53 log. A variação entre máxima e mímina remoção de turbidez foi de 0,29 a 1,10 log no PFPA; 0,28 a 0,79 log no PFPA+FLA2 e 0,24 a 0,92 log no FLA1.

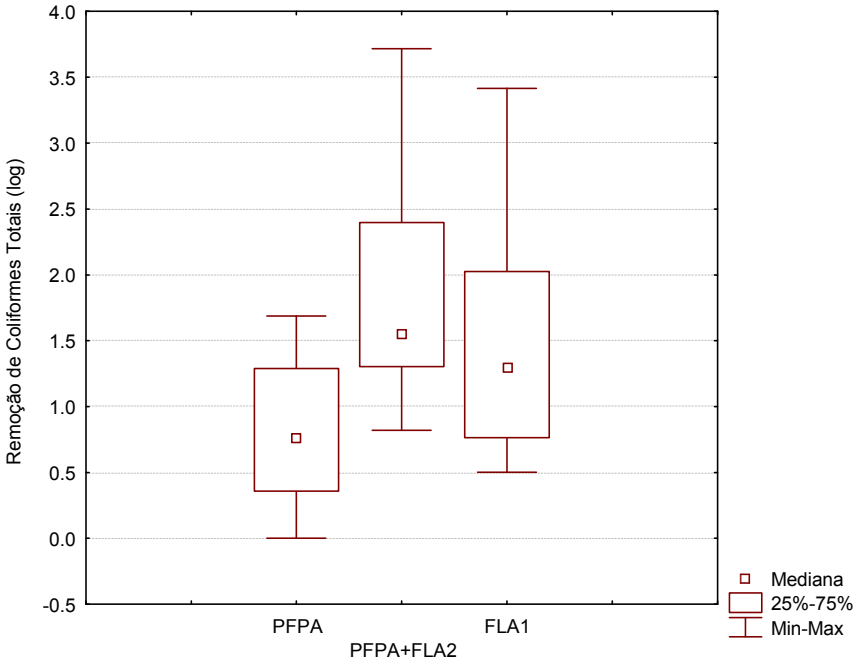


Figura 5.19: Remoção de coliformes totais em cada unidade de tratamento (para taxas de filtração iguais a 3 e 6 m/d).

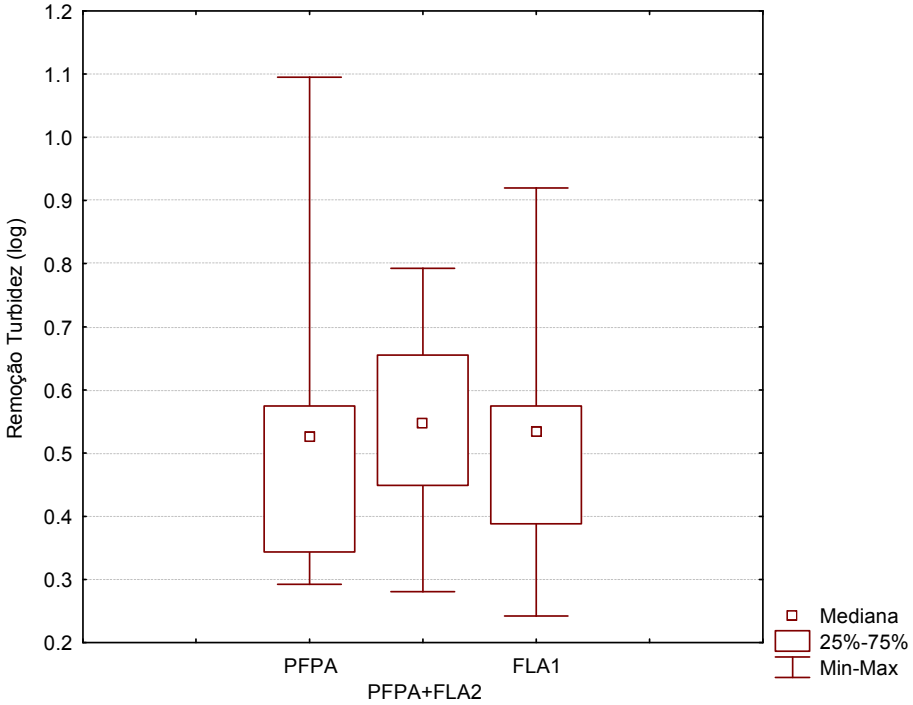


Figura 5.20: Remoção de turbidez em cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d).

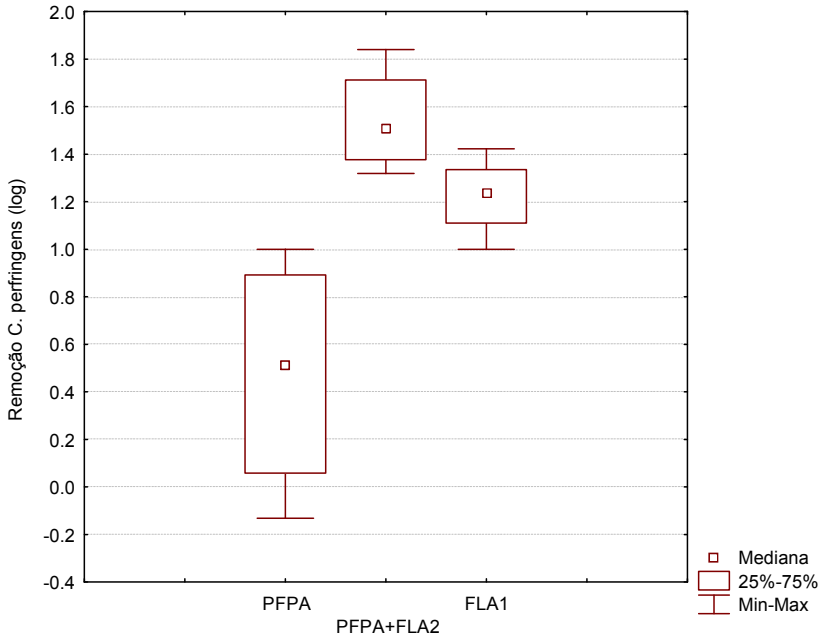


Figura 5.21: Remoção de *Clostridium perfringens* em cada unidade de tratamento (para taxa de filtração dos filtros lentos igual a 6 m/d).

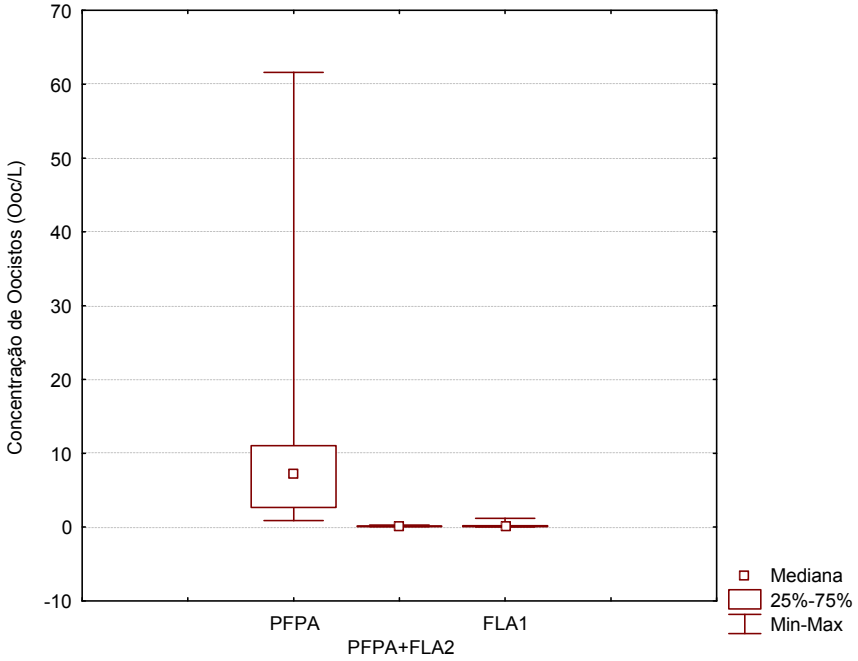


Figura 5.22: Concentração de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes de cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d).

Conforme a Figura 5.21, o PFPA parece ter também influenciado positivamente na remoção de *C. perfringens.* A remoção média no PFPA+FLA2 (1,55 log) foi cerca de 0,3 log a mais que a remoção média no FLA1 (1,22 log).

Verifica-se na Figura 5.22, uma variação considerável na concentração de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente do PFPA (0,88 a 61,60 oocistos/L, com mediana igual a 7,27 oocistos/L). A menor mediana ocorreu no efluente do PFPA+FLA2, 0,09 oocistos/L; seguido do efluente do FLA1 com 0,13 oocistos/L.

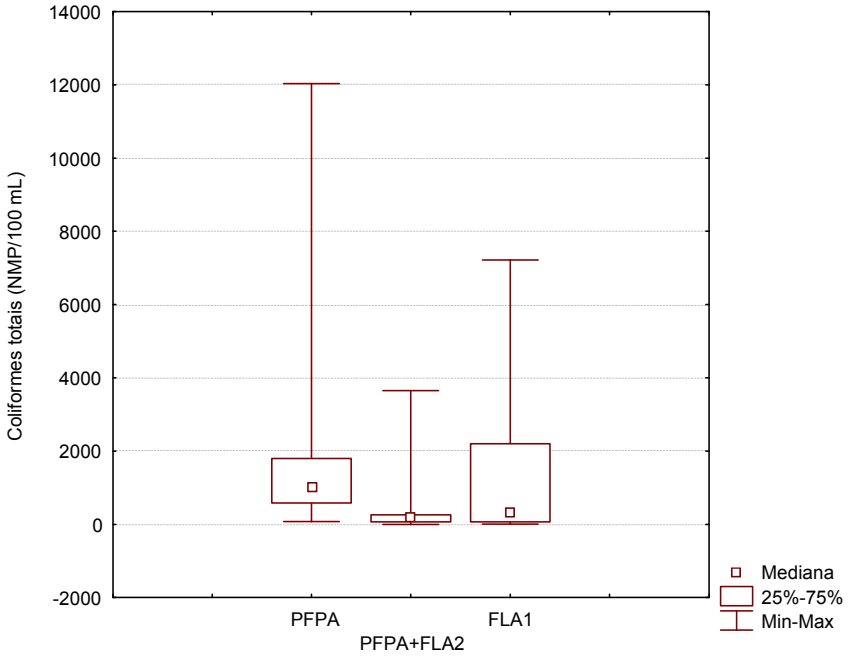


Figura 5.23: Concentração de coliformes totais nos efluentes de cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d).

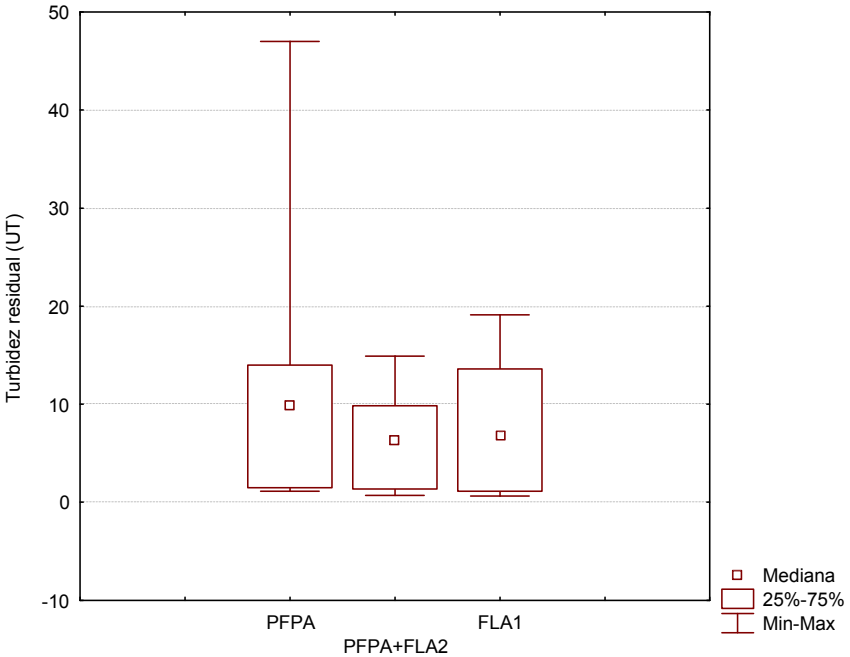


Figura 5.24: Turbidez dos efluentes de cada unidade de tratamento (para taxas de filtração dos filtros lentos iguais a 3 e 6 m/d).

A Figura 5.23 apresenta a concentração de coliformes totais nas unidades de filtração. Verifica-se que a mediana mais baixa ocorreu no PFPA+FLA2 (≈ 186 NMP/100mL), enquanto que no FLA1, a mediana foi quase o dobro (≈ 345 NMP/100mL).

As medianas dos valores de turbidez (Figura 5.24) foram similares nos efluentes das unidades de tratamento, 6,4 UT no PFPA+FLA2 e 6,8 UT no FLA1, já no PFPA esteve em 9,9 UT.

5.5.2. Testes de correlação entre os parâmetros avaliados nas primeira e segunda fases experimentais

Após verificar que nenhum dos parâmetros avaliados reflete a Distribuição Normal, foram realizados testes não paramétricos de correlação de "Spearman" com o intuito de identificar correlações significativas entre os parâmetros analisados. Para tanto, foram considerados todos os experimentos, independentemente da taxa de filtração dos filtros lentos, período de amadurecimento, concentração inicial de oocistos de *Cryptosporidium* e turbidez da água bruta.

5.5.2.1. Resultados do PFPA

Tabela 5.15: Testes não paramétricos de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e as remoções desses parâmetros no PFPA em todos os experimentos realizados.

Parâmetros correlacionados	N	Spearman	t(N-2)	p
Turbidez residual & CT	13	0,846154	5,265849	0,000266*
Concentração final de oocistos & CT	10	0,587879	2,055472	0,073878***
Turbidez residual & Concentração final de oocistos	12	0,377622	1,289632	0,226206
Remoção de oocistos & Remoção de CT	12	0,552448	2,095852	0,062511***
Remoção de CT & Remoção de Turbidez	14	-0,305495	-1,11140	0,288170
Remoção de oocistos & Remoção de Turbidez	13	-0,115385	-0,385261	0,707390
Remoção de oocistos & Remoção de *C. perfringens*	4	0,800000	1,885618	0,200000
Remoção de CT & Remoção de *C. perfringens*	4	-0,800000	-1,88562	0,200000
Remoção de Turbidez & Remoção de *C. perfringens*	4	0,200000	0,288675	0,800000

CT: coliformes totais
*: para $p < 0,01$, há correlação significativa ao nível de 99% de confiança
**: para $p < 0,05$, há correlação significativa ao nível de 95% de confiança
***: para $p < 0,1$ há correlação significativa ao nível de 90% de confiança

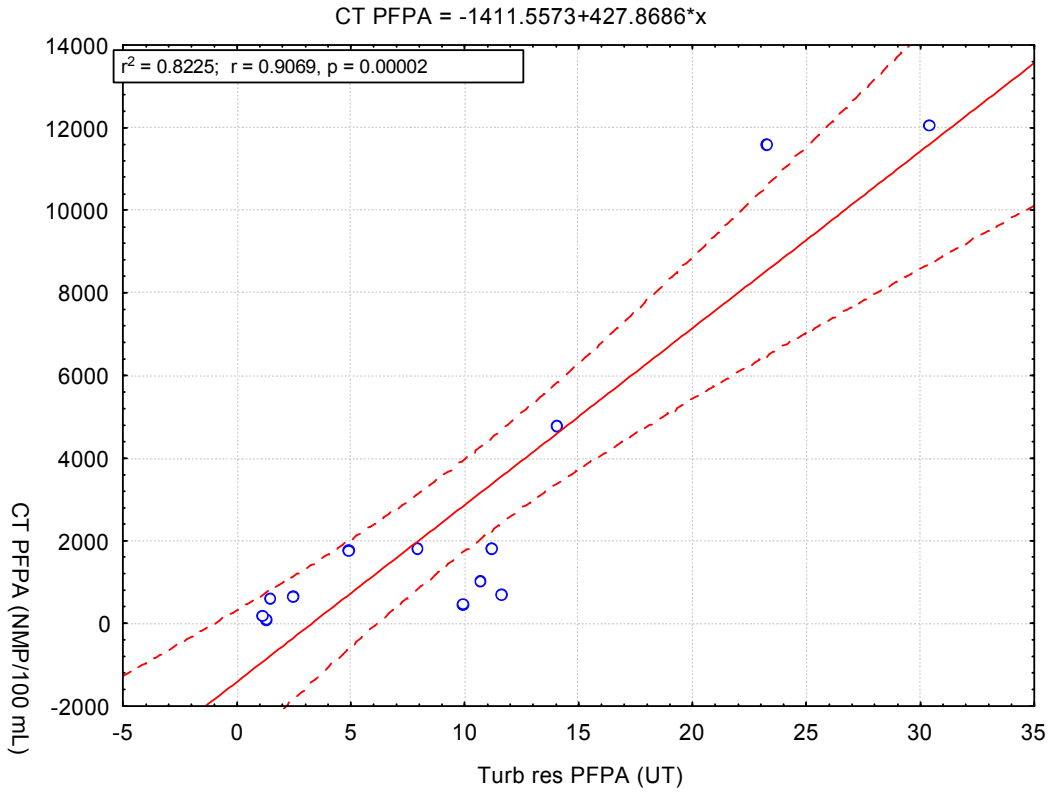


Figura 5.25: Associação entre valores de coliformes totais e turbidez residual no efluente do PFPA (n=13).

O teste não paramétrico de "Spearman" mostrou a existência de correlação significativa a 90% de confiabilidade entre a concentração de oocistos e a concentração de coliformes totais no efluente do PFPA (r=0,5979). Da mesma forma, as remoções de ambos os organismos mostraram-se significativas ao mesmo nível de confiabilidade (p<0,10). Ambas as correlações foram positivas com coeficiente de "Spearman" superior a 0,55, o que indica que, ao aumentar a remoção de coliformes totais, há uma melhora da remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Verificou-se ainda uma forte correlação positiva (r = 0,8461) ao nível de 99% de confiança (p=0,0003) entre a turbidez residual e a concentração de coliformes totais no efluente do PFPA.

5.5.2.2. Resultados do PFPA+FLA2

Tabela 5.16: Testes não paramétrico de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e as remoções desses parâmetros no PFPA+FLA2 em todos os experimentos realizados.

Parâmetros correlacionados	N	Spearman	t(N-2)	p
Turbidez residual & CT	13	0,780220	4,136968	0,001653*
Concentração final de oocistos & CT	10	0,528878	1,762573	0,115991
Turbidez residual & Concentração final de oocistos	11	0,401831	1,316450	0,220560
Remoção de oocistos & Remoção de CT	11	0,618182	2,359367	0,042646*
Remoção de CT & Remoção de Turbidez	13	-0,159341	-0,535313	0,603088
Remoção de oocistos & Remoção de Turbidez	12	0,216783	0,702228	0,498556
Remoção de oocistos & Remoção de *C. perfringens*	4	0,800000	1,885618	0,200000
Remoção de CT & Remoção de *C. perfringens*	4	0,400000	0,617213	0,600000
Remoção de Turbidez & Remoção de *C. perfringens*	4	0,800000	1,885618	0,200000

CT: coliformes totais
*: para p < 0,01, há correlação significativa ao nível de 99% de confiança
**: para p < 0,05, há correlação significativa ao nível de 95% de confiança

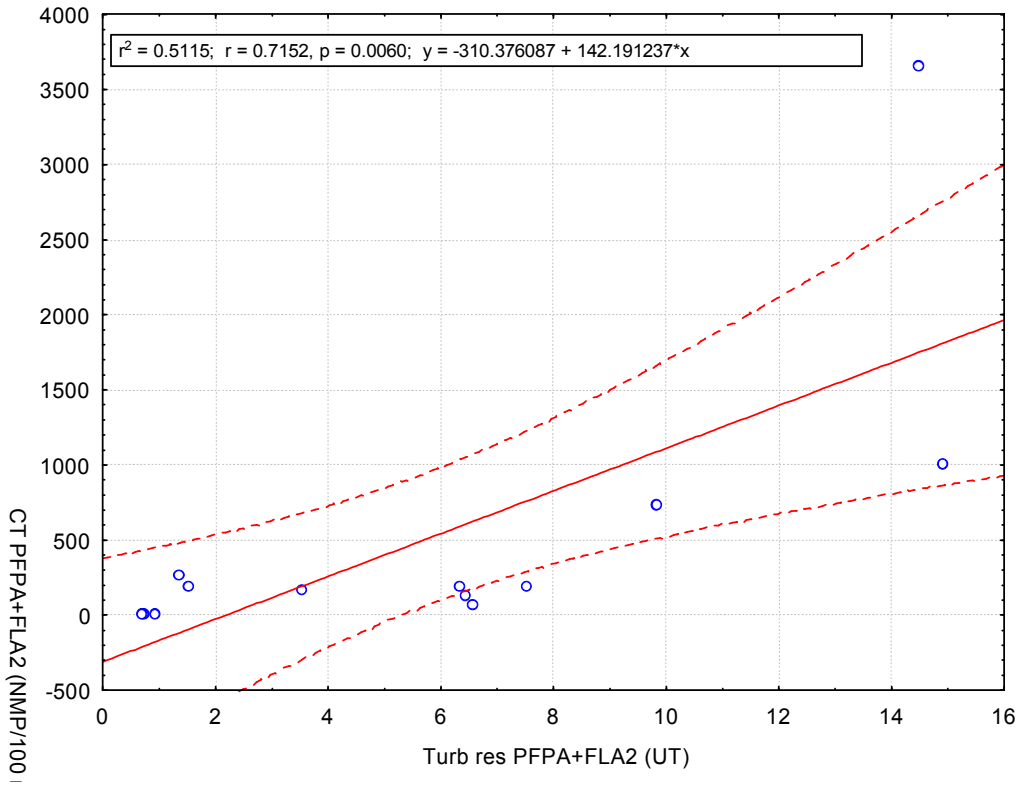


Figura 5.26: Associação entre concentração de coliformes totais e turbidez no efluente da seqüência de tratamento PFPA+FLA2 (n=12).

De maneira similar ao PFPA, o teste de correlação de "Spearman" mostrou que as remoções de oocistos e de coliformes totais no sistema PFPA+FLA2 apresentaram correlação positiva significativa a 95% de confiança com r = 0,6181 e p=0,0426. Entretanto, as remoções desses dois parâmetros não estão estatisticamente correlacionadas (r=-0,1593, p=0,6031), assim como a turbidez residual também não mostrou correlação significativa com a concentração final de oocistos (r=0,4018, p=0,2206). No entanto, existe correlação altamente significativa entre a turbidez residual e a concentração de coliformes totais no efluente do PFPA (r=0,7802, p=0,0016).

5.5.2.3. Resultados do FLA1

Tabela 5.17: Testes não paramétrico de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e as remoções desses parâmetros no FLA1 em todos os experimentos realizados.

Parâmetros correlacionados	**N**	**Spearman**	**t(N-2)**	**p**
Turbidez residual & CT	13	0,817057	4,700097	0,000650*
Concentração final de oocistos & CT	11	0,692485	2,879624	0,018189**
Turbidez residual & Concentração final de oocistos	12	0,321678	1,074338	0,307910
Remoção de oocistos & Remoção de CT	11	0,736364	3,265056	0,009760*
Remoção de CT & Remoção de Turbidez	12	0,167832	0,538368	0,602099
Remoção de oocistos & Remoção de Turbidez	12	0,335664	1,126841	0,286123
Remoção de oocistos & Remoção de *C. perfringens*	4	0,800000	1,885618	0,200000
Remoção de CT & Remoção de *C. perfringens*	4	0,800000	1,885618	0,200000
Remoção de Turbidez & Remoção de *C. perfringens*	4	0,600000	1,060660	0,400000

CT: coliformes totais
*: para p < 0,01, há correlação significativa ao nível de 99% de confiança
**: para p < 0,05, há correlação significativa ao nível de 95% de confiança

Os testes de correlação não paramétrico para os resultados do FLA1 (Tabela 5.17 e Figuras 5.27 a 5.30) indicaram existência de correlação altamente significativa a 99% de confiança entre as remoções de oocistos e de coliformes totais (r = 0,7363, p=0,0098). As concentrações de oocistos e de coliformes totais no efluente do FLA1 apresentaram correlação significativa a 95% de confiança (r=0,6925, p=0,01819). Novamente verifica-se que a turbidez do efluente do FLA1 apresenta uma estreita correlação com a concentração de coliformes (r= 0,8171, p=0,0007) significativa a 99% de confiança. Entretanto, de forma similar ao conjunto PFPA+FLA2, a turbidez efluente não apresentou correlação significativa com a concentração de oocistos de *Cryptosporidium*.

Tanto no FLA 1 quanto no PFPA+FLA2, apesar de não haver uma correlação significativa entre a turbidez residual e a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente do FLA1, há correlação entre turbidez residual e concentração de coliformes totais. Assim, é possível inferir que, ao diminuir a turbidez do efluente, haverá maior probabilidade de reduzir a concentração de oocistos, uma vez que a concentração de coliformes totais também diminuirá de forma significativa.

Por outro lado, os resultados apontam para a possibilidade de usar os coliformes totais como indicadores da presença de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente dos filtros. Entretanto, os coliformes totais são menos resistentes que os oocistos e as formas de remoção são diferentes, tendo em vista que as bactérias do grupo coliformes podem sofrer decaimento natural quando estão fora do seu habitat natural, o que não ocorre com os oocistos que são extremamente resistentes aos estresses ambientais.

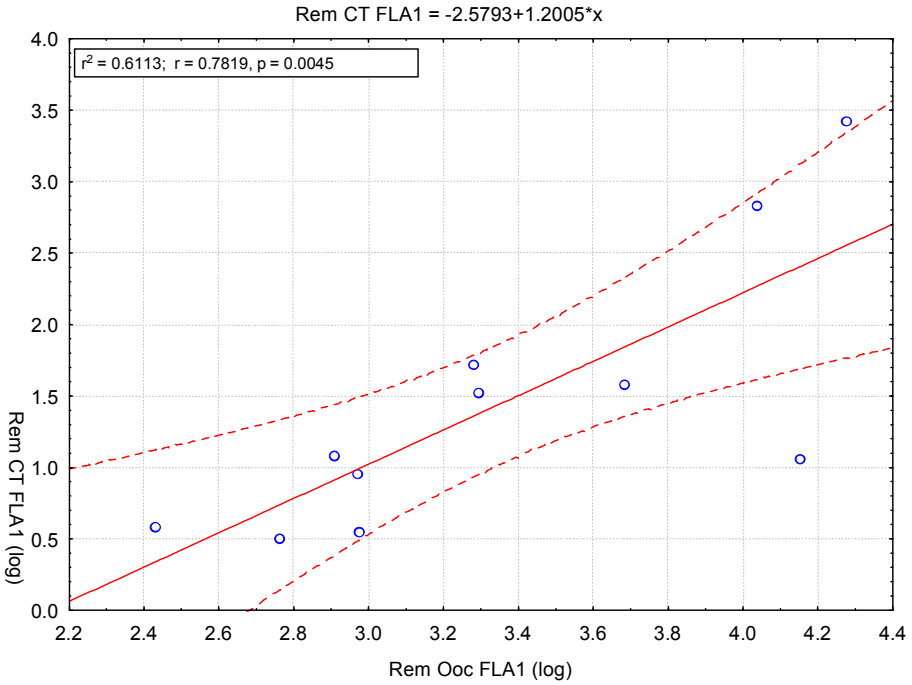


Figura 5.27: Associação entre remoção de coliformes totais e remoção de oocistos de *Cryptosporidium* pelo filtro lento sozinho, FLA1. (n=11)

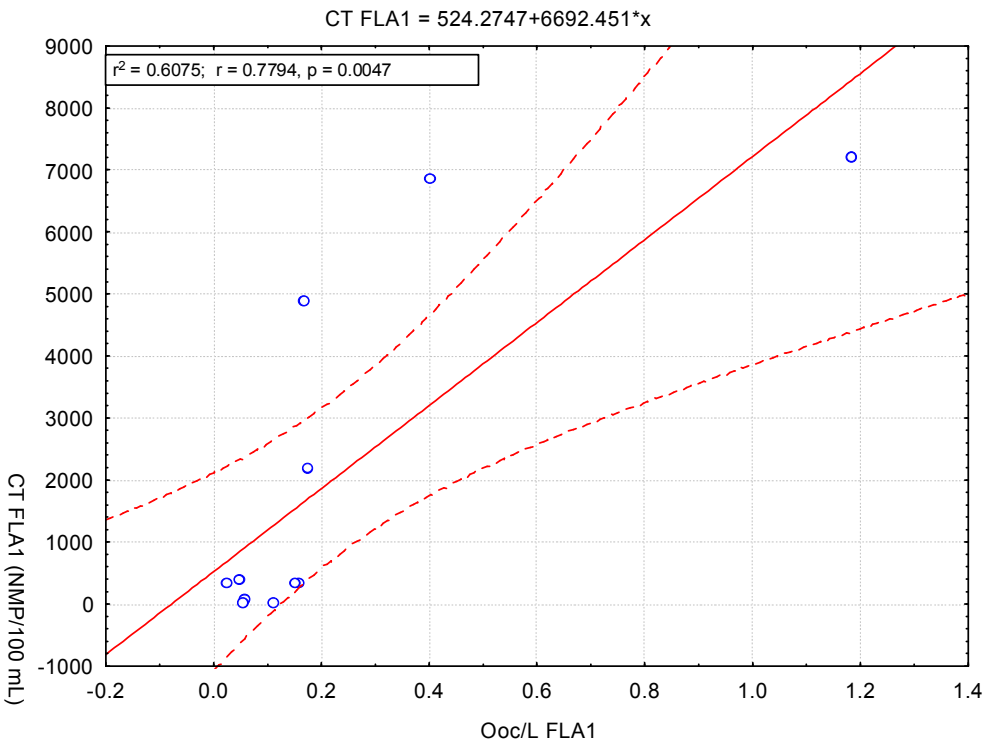


Figura 5.28: Associação entre concentração de coliformes totais e de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente do FLA1. (n=11)

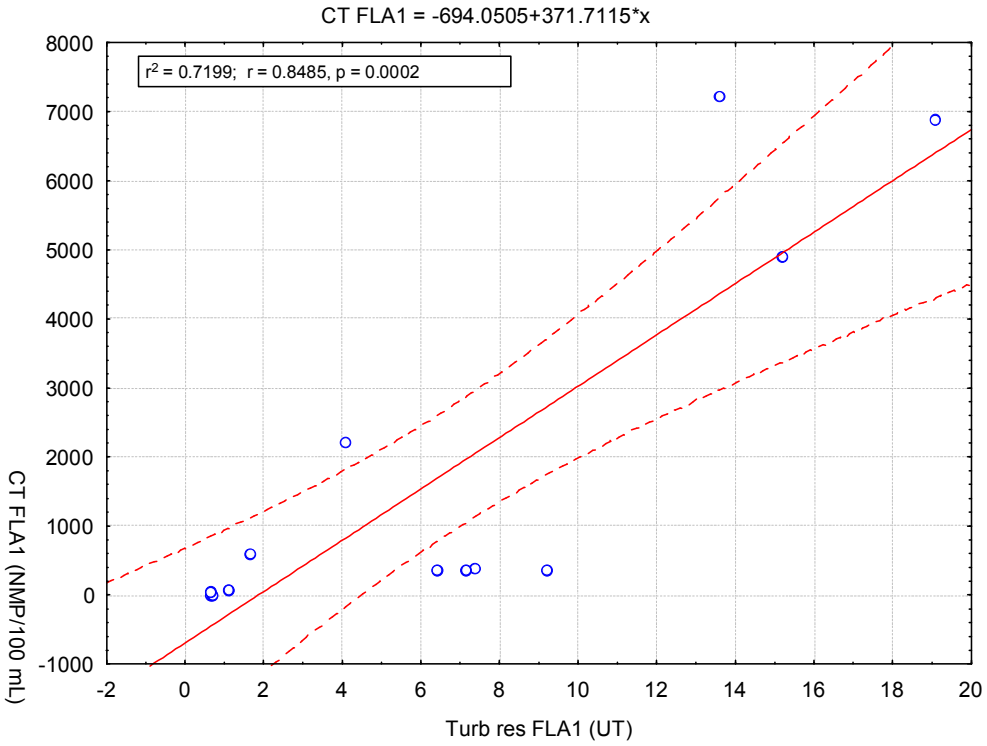


Figura 5.29: Associação entre concentração de coliformes totais e turbidez no efluente do FLA1. (n=13)

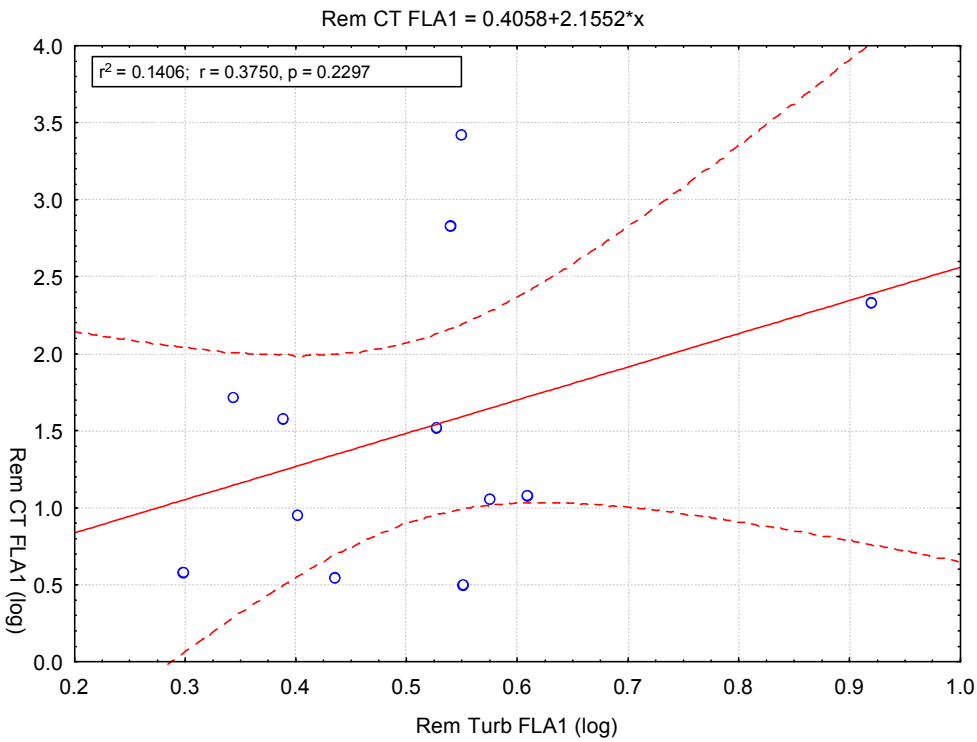


Figura 5.30: Associação entre remoção de coliformes totais e remoção de turbidez pelo FLA1. (n=12)

5.5.3. Testes de Correlação entre os dados classificados de acordo com a turbidez da água bruta

Os itens 5.5.3.1 e 5.5.3.2 apresentam os testes de correlação efetuados para os valores dos parâmetros separados em dois grupos: turbidez da água bruta baixa, ou seja, menor ou igual a 10 UT; turbidez da água bruta moderada, para valores acima de 10 UT. Esse valor foi escolhido devido as recomendações de qualidade do afluente a ser tratado pela filtração lenta que preconizam turbidez menor ou igual a 10 UT (ver Tabela 3.4)

5.5.3.1 Resultados do Grupo Turbidez Baixa - turbidez inicial ≤ 10 UT

A Tabela 5.18 apresenta a estatística descritiva dos parâmetros analisados, como a turbidez, concentração de microrganismos, e as remoções obtidas. A Tabela 5.19 apresenta os resultados dos testes não paramétricos do coeficiente de "Spearman". Observa-se em todas as unidades que a turbidez residual e a concentração de oocistos, assim como a turbidez residual e a remoção de oocistos, quando a turbidez da água bruta era inferior a 10 UT, não possuem correlações significativas.

Tabela 5.18: Valores descritivos de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e remoção de oocistos nas unidades de filtração para os experimentos realizados com turbidez inicial baixa (≤ 10 UT).

Parâmetro	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
Turbidez residual no PFPA	6	2,12333	1,480000	1,130000	4,8900	1,43414
Concentração de oocistos no PFPA (ooc/L)	5	5,24616	3,600000	0,875000	12,5769	4,97088
Remoção de oocistos no PFPA	5	2,00863	1,983570	1,649057	2,3685	0,2626
Turbidez residual no PFPA +FLA2	6	1,45933	1,145500	0,700000	3,5400	1,0725
Concentração de oocistos no PFPA+FLA2 (ooc/L)	5	20,2522	0,089286	0,037037	101,0000	45,1394
Remoção oocistos no PFPA+FLA2	5	21,7043	1,948902	1,525268	101,0000	44,3282
Turbidez residual no FLA1	6	1,47467	0,904000	0,643000	4,0700	1,32959
Concentração de oocistos no FLA1 (ooc/L)	5	20,2789	0,111111	0,054054	101,0000	45,1245
Remoção de oocistos no FLA1	4	3,81957	3,860925	3,278967	4,2775	0,4350

Tabela 5.19: Testes não paramétrico de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e remoção de oocistos nas unidades de filtração para os experimentos realizados com turbidez inicial baixa (≤ 10 UT).

Parâmetros correlacionados	N	Spearman	t(N-2)	p
Turbidez residual PFPA & Concentração de oocistos no PFPA	5	-0,300000	-0,544705	0,623838
Turbidez residual. PFPA & Remoção de oocistos no PFPA	5	0,100000	0,174078	0,872889
Turbidez residual PFPA +FLA2 & Concentração de oocistos no PFPA+FLA2	4	-0,737865	-1,54604	0,262135
Turbidez residual PFPA +FLA2 & Remoção de oocistos no PFPA+FLA2	5	-0,100000	-0,174078	0,872889
Turbidez residual FLA1 & Concentração de oocistos no FLA1	4	0,400000	0,617213	0,600000
Turbidez residual FLA1 & Remoção de oocistos no FLA1	4	-0,600000	-1,06066	0,400000

5.5.3.2 Resultados do Grupo Turbidez Moderada - turbidez inicial > 10 UT

Os valores descritivos dos resultados dos experimentos realizados com a turbidez incial acima de 10 UT são apresentados na Tabela 5.20. A Tabela 5.21 mostra os resultados dos testes não paramétricos de correlação de "Spearman" entre a turbidez e a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e turbidez e remoção de oocistos nesses experimentos.

Tabela 5.20: Valores descritivos de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e remoção de oocistos para os experimentos realizados com turbidez inicial moderada a elevada (> 10 UT)

Parâmetro	N	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Desvio padrão
Turbidez residual no PFPA	9	18,44667	11,60000	7,930000	47,0000	12,96496
Concentração de oocistos no PFPA (ooc/L)	7	15,32645	8,60000	2,380952	61,6000	20,88769
Remoção oocistos no PFPA	9	12,34687	1,58229	0,293205	101,0000	33,25027
Turbidez residual no PFPA +FLA2	8	10,01375	8,68000	6,350000	14,9000	3,85939
Concentração de oocistos no PFPA+FLA2 (ooc/L)	8	12,73069	0,11932	0,045455	101,0000	35,66627
Remoção oocistos no PFPA+FLA2	8	26,86234	2,20819	1,380211	102,0000	46,07022
Turbidez residual no FLA1	8	11,69875	11,41000	6,400000	19,1000	4,75562
Concentração de oocistos no FLA1 (ooc/L)	8	0,27827	0,15455	0,025000	1,1837	0,38341
Remoção oocistos no FLA1	8	3,18044	2,97162	2,431823	4,1517	0,59276

Tabela 5.21: Testes não paramétrico de "Spearman" para os valores de turbidez, concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e remoção de oocistos para os experimentos realizados com turbidez inicial moderada a elevada (> 10 UT).

Parâmetros correlacionados	N	Spearman	t(N-2)	p
Turbidez residual PFPA & Concentração oocistos no PFPA	7	0,250000	0,577350	0,588724
Turbidez residual. PFPA & Remoção oocistos no PFPA	9	0,333333	0,935414	0,380713
Turbidez residual PFPA+FLA2 & Concentração de oocistos no PFPA+FLA2	8	0,00	0,00	1,000000
Turbidez residual PFPA+FLA2 & Remoção de oocistos no PFPA+FLA2	8	-0,261905	-0,664737	0,530923
Turbidez residual FLA1 & Concentração de oocistos no FLA1	8	0,333333	0,866025	0,419753
Turbidez residual FLA1 & Remoção de oocistos no FLA1	8	0,380952	1,009241	0,351813

Verifica-se que, mesmo separando os experimentos em dois grupos, de acordo com a turbidez inicial da água bruta, não há correlação entre a turbidez residual e a concentração de oocistos de *Cryptosporidium*, nas condições em que os experimentos foram realizados (Tabelas 5.19 e 5.21). Porém, pelos resultados dos testes de correlação apresentados anteriormente (Tabelas 5.15, 5.16 e 5.17), infere-se que:

1) Efluente que apresenta turbidez baixa, também apresenta baixa concentração de coliformes totais.
2) Ao obter baixas concentrações de coliformes totais no efluente, obtêm-se também baixas concentrações de oocistos de *Cryptosporidium*.

6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Observou-se que o amadurecimento dos filtros lentos tende a influenciar positivamente a eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, coliformes totais e turbidez nos filtros lentos. Além disso, observou-se que quanto mais longo o tempo de amadurecimento, melhor o desempenho dos filtros lentos. Ao se comparar as duas seqüências de tratamento, notou-se que o FLA1, operado sem pré-filtração, teve eficiência de remoção mais influenciada pela ausência do período de amadurecimento do que o FLA2, sugerindo a relevância do PFPA quando a qualidade da água bruta é baixa em relação a turbidez.

A turbidez da água bruta parece influenciar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e coliformes totais quando os filtros lentos não estão amadurecidos. Quanto maior a turbidez inicial, menores foram as remoções nas duas seqüências de tratamento. Entretanto, a seqüência de tratamento dotada do pré-filtro parece sofrer menor influência da turbidez da água bruta. As remoções no conjunto PFPA+FLA2 se mantiveram nas mesmas faixas de remoção que apresentavam quando os filtros lentos eram submetidos a algum período de amadurecimento, por conta do bom desempenho do PFPA, que atenuou a carga de sólidos da água bruta para fornecer um afluente ao FLA2 com valores de turbidez mais baixos. Por isso, as remoções totais de turbidez, coliformes totais e *Clostridium perfringens* tenderam a serem maiores no PFPA+FLA2 que no filtro lento sozinho.

Em todos os experimentos, a remoção de coliformes totais foi inferior a de oocistos de *Cryptosporidium,* independentemente da taxa de filtração adotada, da concentração inicial de microrganismos, do valor da turbidez da água bruta e do período de amadurecimento dos filtros lentos. Nos experimentos com taxa de filtração igual a 6 $m^3/m^2.d$, também a remoção de esporos da bactéria *Clostridium perfringens* foi inferior a remoção dos oocistos. Esses dados sugerem que uma remoção elevada das bactérias do grupo coliformes totais e *C. perfringens* indicaria uma remoção elevada de oocistos.

Foi verificada uma correlação entre turbidez residual e concentração de oocistos de *Cryptosporidium* nos efluentes do FLA1 para efluentes com turbidez menor ou igual a 1 UT com p=0,0704. No caso do efluente do PFPA+FLA2, não foi verificada correlação entre turbidez e ocorrência de oocistos. Entretanto, para esse efluente, quando o limite de

turbidez utilizado no teste do Coeficiente Phi era igual a 2 UT, a confiabilidade na correlação foi menor, p=0,5839 que com 1 UT, p=0,3711, o que demonstra maior confiabilidade na correlação quando o limite de turbidez é menor. Assim, pode-se inferir que o valor de turbidez preconizado para a filtração lenta de 2 UT não constitui barreira de proteção efetiva quando se trata de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Observou-se tendência à redução da eficiência de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* e coliformes totais com o aumento da taxa de filtração nos filtros lentos de 3 para 6 $m^3/m^2.d$. Porém, a eficiência de remoção de turbidez manteve-se similar para as duas taxas avaliadas. Considerando o pequeno número de experimentos realizados com 6 $m^3/m^2.d$ e considerando ainda que no experimento E10/P1 foram observadas elevadas eficiências de remoção de oocistos no FLA1 (4,15 log) e no conjunto PFPA+FLA2 (3,85 log), é prematuro afirmar que o aumento da taxa de filtração de 3 para 6 $m^3/m^2.d$ afeta o desempenho dos filtros.

A caracterização dos biofilmes formados no PFPA e nos filtros lentos, indica a importância da predação como mecanismo biológico de remoção de oocistos de *Cryptosporidium*, principalmente no PFPA. Foi observada relação entre a eficiência de remoção de oocistos no PFPA e a quantidade de organismos presentes no biofilme do PFPA tidos como predadores naturais de oocistos. Entretanto, essa constatação não foi observada nos filtros lentos. Nos FLAs foi observado que a maior diversidade de organismos nos primeiros dois centímetros da camada biológica pode ter influenciado positivamente a remoção de oocistos de *Cryptosporidium*.

Conclui-se que o PFPA constitui pré-tratamento robusto e capaz de adequar a qualidade da água afluente ao filtro lento. As eficiências médias de remoção do PFPA foram de: 44,21% para turbidez, com valor de turbidez efluente médio de 5,7 UT; 77,78% para coliformes totais, com concentração média efluente de 1,5 x 10^2 NMP/100mL; e remoção de oocistos de *Cryptosporidium* entre 0,29 e 2,37 log. O pré-filtro de pedregulho parece particularmente importante quando o filtro lento esteja submetido a condições desfavoráveis de operação, como por exemplo, ausência ou insuficiência de amadurecimento e/ou quando os valores de turbidez afluente são moderados a altos.

Para melhor interpretação das conclusões é preciso ter em consideração as características da instalação e as limitações inerentes a experimentos em escala piloto.

Com base no estudo realizado, recomenda-se:

- Realizar experimentos com taxa de filtração dos filtros lentos elevada (por exemplo, 6 $m^3/m^2.d$), variando outros parâmetros como turbidez da água bruta e concentração inicial de oocistos de *Cryptosporidium* para verificar a influência destes parâmetros combinados na remoção de oocistos;

- Monitorar durante período de tempo maior a qualidade do efluente e a perda de carga dos filtros lentos após picos de contaminação com oocistos de *Cryptosporidium*, para avaliar o arraste (ou traspasse) de oocistos e a recuperação da perda de carga nos filtros lentos após os picos;

- Monitorar o biofilme e a perda de carga nas diferentes camadas do pré-filtro de pedregulho para melhor compreender o seu desempenho e mecanismo de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* no pré-filtro;

- Realizar estudo aprofundado dos organismos presentes na "schmutzdecke" para avaliação da importância do mecanismo biológico de predação na remoção de oocistos de *Cryptosporidium* nos filtros lentos;

- Realizar experimentos em que o período de amadurecimento é variado de forma sistemática, desde dias até meses de amadurecimento, para avaliar a influência do tempo de amadurecimento no desempenho dos filtros lentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alicea, A., Robles, J. C., Guillont, H., Rios, R. A. (2006). "Performance Evaluation of three slow sand filters." In: Gimbel, E. Graham, N. J. D., Colins, M. R. (eds) *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes.* IWA Publishing, Londres, Inglaterra, 206-211.

Amburgey, J. E., Amirtharajah, A., York, M. T., Brouckaert, B. M., Spivey, N. C., Arrowood, M. J. (2005). "Comparison of conventional and biological filter performance for Cryptosporidium and microsphere removal." *Journal of American Water Works Association*, **97**(12), 77-91.

Anderson, W. B., Deloyde, J. L., LeCraw R. A., Galan M., Cleary, S. A., Huck, P. M. (2006). The removal of turbidity in multistage slow sand pilot-plant under challenging conditions. In: Gimbel, E. Graham, N. J. D., Colins, M. R. (eds) *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes.* IWA Publishing, Londres, Inglaterra, 125-132.

APHA. 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* APHA, 20ª Edição, APHA, Washington, DC, EUA.

Bastos, R. K. X., Bevilacqua, P. D., Heller, L., Vieira, M. B. C. M., Brito, L. A., Nascimento, L. E. (2004). "*Giardia* sp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts dynamics in southheast Brazil: occurrence in surface water and removal in water processes." *Water Science and Technology: Water Supply*, **4**(2), 15-22.

Bellamy, W. D., Hendricks D. W., Logsdon, G. S. (1985b). "Slow sand filtration: influences of selected process variables." *Journal of American Water Works Association*, **77**(12), 62-66.

Bellamy, W. D., Silverman, G. P., Hendricks D. W., Logsdon, G. S. (1985a). Removing giardia cysts with slow sand filtration. *Journal of American Water Works Association,* **77**(2), 52-60.

Betancourt, W. Q. e Rose, J. B. (2004). "Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*." *Veterinary Parasitology*, **126**, 219-234.

Bicudo, C. E. M. e Menezes, M. (2006). *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil.* 2ª edição, Ed. Rima, São Carlos, SP, 502p.

Boller, M. (1993). "Filter mechanisms in roughing filters." *J. Water SRT Aqua*, **42**(3), 174-185.

Bourrelly, P. (1985). *Les algues d'eau douce complements tome III: algues blues et rouges.* Paris: Societé Nouvelle des Éditions Boubée, 606p.

Bourrelly, P. (1988). *Les algues d'eau douce complements tome I: algues vertes*. Paris: Societé Nouvelle des Éditions Boubée, 182p

BRASIL (2004). Ministério da Saúde. Portaria nº. 518, *de* 25 de março de 2004. "Procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade." Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 26 de março de 2004.

BRASIL (2005). *Doenças infecciosas e parasitárias: guia de bolso*. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. 6ª edição revista, Brasília-DF. Ministério da Saúde, 2005.

Brush, C. F., Walter, M. F., Anguish, L. J., Ghiorse, W. C. (1998). "Influence of pretreatment and experimental conditions on electrophoretic mobility and hydrophobicity of *Cryptosporidium parvum* oocysts." *Applied and Environmental Microbiology*, **64**(11), 4439-4445.

Carey, C. M., Lee, H. e Trevors, J. T. (2004). "Biology, persistence and detection of *Cryptosporidium parvum* and *Cryptosporidium hominis* oocyst." *Water Research,* **38**, 818-862.

Castaño, G. G., Monteiro, J. L., Visscher, J. T. (1999). *Filtración en Múltiples Etapas*, *Tecnología innovativa para el tratamiento de agua*. Artes Gráficas de Univalle, Santiago de Cali, Colômbia. 197p.

CETESB (1993). Determinação do Número mais Provável de Clostrídios Sulfito-Redutores (*Clostridium perfringens*): Método de Ensaio. CETESB, São Paulo, Brasil, 28p.

Cleary, S. A. (2005). *Sustainable drinking water treatment for small communities using multistage slow sand filtration*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Waterloo, Ontário, Canadá, 274 p.

Cleasby, J. L. (1991). "Source water quality and pretreatment options for slow sand filters". In: Logsdon, G. (ed.) *Slow Sand Filtration*. American Society of Civil Engineers, Oregon, E.U.A., 69-100.

Connelly, S. J., Wolyniak, E. A., Dieter, K. L., Williamson, C. E., Jellison, K. L. (2007). "Impact of zooplankton grazing on the excystation, viability, and infectivity of

protozoan pathogens *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia*." *Applied and Environmental Microbiology*, **73**(22), 7277-7282.

Craun, G. F., Hubbs, S. A., Calderon, R. L., Via, S. H. (1998). "Waterborne outbreaks of cryptosporidiosis." *Journal of American Water Works Association*, **90** (9), 81-91.

Dai, X. e Hozalski, R. M. (2003). "Evaluation of Microspheres as surrogates for *Cryptosporidium parvum* oocysts in filtration experiments." *Environmental Science and Technology*, **37**, 1037-1042.

Daniel, L. A., Brandão, C. C. S., Guimarães, J. R., Libânio, M., De Luca, S. J. (2001) "Desinfecção com agentes físicos". In: *Processo de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável*. São Carlos-SP. PROSAB 2 – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. São Carlos-SP. 45-64.

DeLoyde, J. L., Anderson, W. B., Cleary, S. A., Ndiongue, S., LeCraw, R. A., Galan, M. Huck, P. M. (2006). Removal of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts by pilot-scale multi-stage slow sand filtration. In: Gimbel, E. Graham, N. J. D., Colins, M. R. (eds) *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes.* IWA Publishing, Londres, Inglaterra, 133-142.

Di Bernardo, L. (1993). *Métodos e técnicas de tratamento de água, volume 2*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Rio de Janeiro, Brasil. 503p.

Di Bernardo, Brandão, C.C.S., Heller, L. (1999). *Tratamento de água de abastecimento por filtração em múltiplas etapas*. Projeto PROSAB, ABES, Rio de Janeiro, 114 p.

Di Bernardo, L. e Dantas, A. D. B. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de água, volume 2*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2ª edição, ABES, Rio de Janeiro, Brasil. 1584p.

Drozd, C. e Schwartzbroad, J. (1996). "Hydrophobic and electrostatic cell surface properties of Cryptosporidium parvum." *Applied and Environmental Microbiology*, **62**(4), 1227-1232.

Dugan, N. R., Fox, K. R., Owens, J. H. e Miltner, R. J. (2001). "Controlling Cryptosporidium oocysts using conventional treatment.". *Journal of the American Water Works Association*, **93**(12), 64-77.

Dullemont, Y. J., Schijven J. F., Hijnen, W. A. M., Colin, M., Magic-Knezev, A., Oorthuizen, W. A. (2006). Removal of microorganisms by slow sand filtration. In: Gimbel, E. Graham, N. J. D., Colins, M. R. (eds) *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes.* IWA Publishing, Londres, Inglaterra, 12-20.

Dupont, J., Chappell, C. L., Sterling, C. R., Okhuysen, P. C., Rose, J. B., Jakubowski, W. (1995). "The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers." New England Journal of Medicine. **332**(13), 855-859.

El-Taweel, G. H. e Ali, G. (2000). "Evaluation of roughing and slow sand filters for water treatment." *Water, Air and Soil Pollution*, **120**, 21-28.

Emelko, M. B., Huck, P. M. e Douglas, I. P. (2003). "*Cryptosporidium* and microsphere removal during late in-cycle filtration." *Journal of the American Water Works Association*, **95**(5), 173-182.

Emelko, M. B., Huck, P. M. e Coffey, B. M. (2005). "A review of *Cryptosporidium* removal by granular media filtration." *Journal of the American Water Works Association*, **91**(12), 101-115.

Fagundes, A. P. (2006). *Remoção de oocistos de Cryptosporidium por filtração direta – influência de alguns aspectos operacionais*. Dissertação de mestrado, UnB, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 143p.

Fayer, R., Trout, J. M., Walsh, E., Cole, R. (2000). "Rotifers ingest oocysts of *Cryptosporidium parvum*." J. *Eukaryotic. Microbiol.,* **47**(2), 161-163.

Fernandes, N. M. G. (2007). *Influência do pH de coagulação e dosagem de sulfato de alumínio na remoção de oocistos de Cryptosporidium por filtração direta descendente.* Dissertação de mestrado, UnB, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 144p.

Fogel D., Isaac-Renton, J., Guasparini, R., Moorehead, W., Ongerth, J. (1993). "Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by slow sand filtration." *Journal of the American Water Works Association.* **85**(11), 77-84.

Franco, R. M. B., Rocha-Eberhardt, R., Cantusio Neto, R. (2001). "Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw water from the Atibaia River, Campinas, Brazil." *Rev. Inst. Med. Trop. S. Paulo*. **43**(2), 109-111.

Fricker, C. R., Medema, G. D., Smith, H. V (2002). "Protozoan parasites (*Cryptosporidium, Giardia, Cyclospora*)". In: *Guidelines for drinking water - Addendum Microbiological Agents in Drinking-water.* OMS, Genebra, Suíça, 70-118.

Frost, F., Craun, G. F., Calderon, R., Hubbs, S. A. (1997). "So many oocysts, so few outbreaks." *Journal of American Water Works Association,* **89**(12), 8-10.

Haarhoff, J. e Cleasby, J. L. (1991). "Biological and Physical Mechanisms in Slow Sand Filtration". In: Logsdon, G. (ed.) *Slow Sand Filtration*. American Society of Civil Engineers, Oregon, E.U.A., 19-68.

Haas, C. N e Rose, J. B. (1995). "Developing an action level for *Cryptosporidium*." *Journal of American Water Works Association,* **87**(9), 81-84.

Hashimoto, A., Hirata, T., Kunikane, S. (2001). "Occurrence of Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in a conventional water purification plant." *Water Science and Technology*, **43**(9), 89-92.

Heller, L. e Brito, L. L. A. (2006). "The retention of *Cryptosporidium* sp. Oocysts at varying depths in slow sand filters: a pilot study." *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*. **55**(3). 193-206.

Heller, L., Bastos, R. K. X., Vieira, M. B. C. M., Bevilacqua, P. D., Brito, L. L. A., Mota, S. M. M., Oliveira, A. A., Machado, P. M., Salvador, D. P., Cardoso, A. B. (2004). "Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*: circulação no ambiente e riscos à saúde humana." *Epidemiologia e Serviços de Saúde.* **13**(2), 79-92.

Heller, L., Vieira, M. B. C. M., Brito, L. L. A., Salvador, D. P. (2006). "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.* **11**(1), 27-38.

Hendricks, D. W. e Bellamy, W. D. (1991). "Microorganism removals by slow sand filtration". In: Logsdon, G. (ed.) *Slow Sand Filtration*. American Society of Civil Engineers, Oregon, EUA, 101-121.

Hijnen, W. A. M., Dullemont, Y. J., Schijven, J. F., Hanzens-Brouwer, A. J., Rosielle, M., Medema, G. (2007). "Removal and fate of *Cryptosporidium parvum*, *Clostridium perfringens* and small-sized centric diatoms (*Stephanodiscus hantzchii*) in slow sand filters." *Water Research*, **41**, 2151-2162.

Hirata, T., Shimura, A., Morita, S., Suzuki, M., Motoyama, N., Hoshikawa, H., Moniwa, T., Kaneko, M. (2001). "The effect of temperature on the efficacy of ozonation for inactivating *Cryptosporidium parvum* oocysts*." Water Science and Technology*, **43**(12), 163-186.

Huck, P. M., Coffey, B. M., Anderson, W. B., Emelko, M. B., Maurizio, D. D., Slawson, R. M., Douglas, I. P., Oever, J. V. D., Douglas, I. P. O'Melia, C. P. (2002). "Effects of filter operation on Cryptosporidium removal.". *Journal of the American Water Works Association*, **94**(6), 97-111.

Huisman, L. e Wood, W. E. (1974). *Slow Sand Filtration*. OMS, Genebra, Suíça.

Hsu, B., Huang, C., Pan, J. R. (2001). "Filtration behaviors of Giardia and Cryptosporidium – ionic strength and pH effects." *Water Research*, **35**(16), 3777-3782.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2002). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000. IBGE, Rio de Janeiro, 2002.

Jabur, H. S. (2006). "The effect of water temperature on the slow sand filter process." In: Gimbel, E. Graham, N. J. D., Colins, M. R. (eds) *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes.* IWA Publishing, Londres, Inglaterra, 74-77.

Korich, D. G., Mead, J. R., Madore, M. S., Sinclair, N. A., Sterling, C. R. (1990). "Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst viability." *Applied and Environmental Microbiology*, **56**(5), 1423-1428.

Kuznar, Z. A. e Elimelech, M. (2004). "Adhesion kinetics of viable Cryptosporidium parvum oocysts to quartz surfaces." *Environmental Science and Technology*, **38**, 6939-6845.

Kuznar, Z. A. e Elimelech, M. (2006). "*Cryptosporidium* oocysts surface macromolecules significantly hinder oocyst attachment." *Environmental Science and Technology*, **40**, 1837-1842.

LeChevallier, M. W., Norton, W. D., Lee, R. G. (1991). "*Giardia* and *Cryptosporidium spp*. in filtered drinking water supplies." *Applied and Environmental Microbiology,* **57**(9), 2617-2621.

LeChevallier, M. W. e Au, K. K. (2004). *Water Treatment and Pathogen Control, Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water.* OMS, Reino Unido, 112.

Letterman, R. D. (1991). "Operation and Maintenance." In: Logsdon G. S. (ed) *Slow Sand Filtration*. American Society of Civil Engineers, Nova Iorque, EUA, 149-164.

Logsdon, G. S., Kohne, R., Abel, S., LaBonde, S. (2002). "Slow sand filtration for small water systems." *J. Environ. Eng. Sci.* **1**, 339-348.

Mac Kenzie, 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., Davis, J. P. (1994). "A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply." *The New England Journal of Medicine*, **331**(3), 161-167.

Medema, G. J., Schets, F. M., Teunis, P. F. M., Havelaar, A. H., (1998). "Sedimentation of free and attached *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in water." *Applied and Environmental Microbiology* **64**(11) 4460-4466.

Meierhofer, R. e Wegelin, M. (2002). *Solar Water Disinfection, a guide for the application of SODIS*. EAWAG/SANDEC, SANDEC Report n. 06/02. Dubendorf, Suíça, 88p.

Mello Jorge, M. H. P., Gotlieb, S. L. D., Laurenti, R. (2001). *A saúde no Brasil: análise do período 1996 a 1999*. Organização Pan-Americana da Saúde, Ed. Parma, Brasília, DF, 244p.

Moran, D. C., Moran, M. C., Cushing, R. S., Lawler, D. F. (1993). "Particle behavior in deep-bed filtration: Part 1 – Ripening and breakthrough." *Journal of the American Water Works Association,* **85**(12), 69-81.

Najm, I. e Trussell, R. R. (1999). "New and emerging drinking water treatment technologies." In: Commission on Geosciences, Environment and Resources. *Identifying Future Drinking Water Contaminants*. National Academy Press, Washington, D.C., 220-243.

Nieminski, E. C. e Ongerth, J. E. (1995). "Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by conventional treatment and direct filtration." *Journal of American Water Works Association,* **87**(9), 96-106.

Oates P. M, Shanahan P., Polz M. F. (2003). "Solar disinfection (SODIS): simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti." *Water Research,* **37**, 47-54.

Ongerth, J. E. e Pecoraro, J.P. (1995). "Removing *Cryptosporidium* using multimedia filters" *Journal of the American Water Works Association*, **87**(12), 83-89.

Ortega, Y. R. e Adam, R. D. (1997). "*Giardia*: Overview and Update." *Clinical Infectious Diseases*. **25**(3), 545-549.

Paterniani, J. E. S. e Conceição, C. H. Z. (2004). "Eficiência da pré-filtração e filtração lenta no tratamento de água para pequenas comunidades." *Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal,* **1**(1), 17-24.

Payment, P. e Franco, E. (1993). "*Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts." *Applied and Environmental Microbiology*, **59**(8), 2418-2424.

Peralta, C. C. (2005). Remoção do indicador *Clostridium perfringens* e de oocistos de *Cryptosporidium parvum* por meio da filtração lenta – avaliação em escala piloto.

Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 84p.

Piterman, A. e Greco, R. M. (2005) "A água: seus caminhos e descaminhos entre os povos." *Revista de Atenção Primária à Saúde*. **8**(2), 151-164.

Rennecker, J. L., Corona-Vasquez, B., Driedger, A. M., Rubin, S. A., Marinas, B. J. (2001). "Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts with sequential application of ozone and combined chlorine." *Water Science and Technology*, **43**(12), 167-170.

Rose, J. B., Huffman, D. E., Gennaccaro, A. (2002) "Risk and control of waterborne cryptosporidiosis." *Federation of European Microbiological Sciences (FEMS) Microbiology Reviews,* **26**, 113-123.

Santos, C. L. (1988). *O controle de trihalometanos (THM) nas águas de abastecimento público*. Dissertação de mestrado, Faculdade de Saúde Pública da USP, São Paulo-SP.

Schuler, P. F., Ghosh, M. M., Gopalan, P. (1991). Slow sand and diatomaceous earth filtration of cysts and other particulates. *Water Research*, **25**(8), 995-1005.

Secretaria de Vigilância Sanitária – SVS (2007). Dados sobre mortalidade no Brasil. www.saude.gov.br. Acesso em 27/04/2007

Soccol, V. T. (2006). *Avaliação de métodos de remoção e inativação de formas de resistência de protozoários parasitos encontrados em água.* Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, Departamento de Engenharia de Saúde Pública, Coordenação de Desenvolvimento Tecnológico em Engenharia Sanitária. Curitiba.

Souza, F. S. e Bahia, M. J. (2006). "Implantação de sistema de filtração em múltiplas etapas (FIME) em pequenas comunidades de Manhuaçu/MG." X Exposição de Experiências Municipais em Saneamento. 18 a 23 de junho de 2006, Joinville.

States, S. (1997). Protozoa in river water: sources, occurrence and treatment. *Journal of the American Water Works Association*, **89** (9), 74.

States, S., Tomko, R., Scheuring, M. e Casson, L. (2002). "Enhanced coagulation and removal of Cryptosporidium.". *Journal of the American Water Works Association*, **94**(11), 67-77.

Stott, R., May, E., Ramirez, E., Warren, A. (2003). "Predation of *Cryptosporidium* oocysts by protozoa and rotifers: implications for water quality and public health." *Water Science and Technology,* **47**, 77-88

Streble, H. e Krauter, D. (1987). Atlas de los microrganismos de agua dulce, la vida en una gota de agua. Ed. Omega, Barcelona, Espanha, 337p.

Suwa, M., Suzuki, Y. (2001). "Occurrence of *Cryptosporidium* in Japan and counter-measures in wastewater treatment plants." *Water Science and Technology*. **43**(12), 183-186.

Swertfeger, J., Metz, D. H., DeMarco, J., Braghetta, A. e Jacangelo, J. G. (1999). "Effect of filter media on cyst and oocyst removal.". *Journal of the American Water Works Association*, **91**(9), 90-100.

Teixeira, M.B.D. (2003). *Avaliação da Capacidade de Remoção de Microrganismos na Filtração Lenta Utilizando como Indicadores a Escherichia coli, os Colifagos e o Clostridium perfringens.* Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF, 109p.

Thames Water Utilities Ltda (2006). *Coppermills Advanced Water Treatment Works*. Londres, Inglaterra, 2p. – FOLDER

Timms, S., Slade J. S., Fricker, C. R. (1995). "Removal of *Cryptosporidium* by slow sand filtration." *Water Science Technology,* **31**(5-6), 81-84.

Tufenkji, N., Dixon, D. R., Considine, R., Drummond, C. J. (2006). "Multi-scale *Cryptosporidium*/sand interactions in water treatment." *Water Research*, **40**, 3315-3331.

USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (2005). *Method 1623: Cryptosporidium and Giardia in water by filtration/IMS/FA.* EPA, Cincinnati, EUA.

USEPA (2007). Foto de (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*, www.epa.gov/ogwdw/lt2/training/module_microscopy/crypto/gandcrypto/crypto0170.html, acesso em 27/04/2007.

USEPA (2005). *Economic Analysis for the Final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule*. EPA 815-R-06-001. Office of Water (4606-M).

USEPA (2006). *National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule*. 40 CFR Parte 9, p. 141 e 142.

Vieira, M.B.C.M. (2002). *Avaliação da Eficiência de Processos de Tratamento de Água de Abastecimento na Remoção de Oocistos de Cryptosporidium sp. e cistos de Giardia spp.* Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Veterinária, Belo Horizonte, MG, 221p.

Weber-Shirk, M. L. e Dick, R. I. (1997a). "Physical-chemical mechanisms in slow sand filters." *Journal of American Water Works Association,* **89**(1), 87-100.

Weber-Shirk, M. L. e Dick, R. I. (1997b). "Biological mechanisms in slow sand filters." *Journal of American Water Works Association,* **89**(2), 72-83.

Wegelin, M. (1996). *Surface Water Treatment by Roughing Filters*. Swiss Centre for Development Cooperation in Technology and Management (SKAT), St. Gallen, Suíça.

World Health Organization – WHO (2006). *EHC Cryptosporidium draft 2, Guidelines for drinking water quality: Cryptosporidium*. Genebra, Suíça.

Xagoraraki, I. (2001). *Coagulation and sedimentation of Cryptosporidium parvum*. Tese de Doutorado, Universidade de Wisconsin-Madison, EUA, 148 p.

APÊNDICES

APÊNDICE A – GRANULOMETRIA DA AREIA DOS FILTROS LENTOS

Dados da areia:

Massa específica, $\rho_s = 2650$ kg/m³
Massa específica aparente, $\rho_{ap} = 1590$ kg/m³,
Porosidade, ε=0,40 (valor adotado)
Determinação da massa especifica aparente: $\rho_{ap} = \rho_s(1-\varepsilon)$
Determinação do volume a ser preenchido no filtro lento:

$$V = \pi \frac{d^2}{4.h} = \pi . \frac{0{,}15^2}{4.0{,}85} = 0{,}0150 m^3$$

Determinação da massa necessária para preencher o filtro lento:

$$m_{total} = \rho_{ap} . V = 1590.0{,}0150 = 23{,}883 kg$$

Tabela A.1: Composição granulométrica da areia do meio filtrante.

Peneiras – abertura (mm)	% que passa	% retida	Massa (kg)	Massa para 2 filtros (kg)
0,15	0	4	0,9553	1,911
0,212	4	4	0,9553	1,911
0,25	8	4,4	1,0509	2,102
0,297	12,4	28,1	6,7111	13,422
0,425	40,5	38,5	9,1949	18,390
0,59	79	20	4,7766	9,553
0,84	99	1	0,2388	0,478
1	100	-	23,8830	47,766
Total		100	23,8830	47,766

Determinação do Coeficiente de Uniformidade (CU) da areia:

$d_{10} = 0{,}27$ mm

$d_{60} = 0{,}50$ mm

$$CU = \frac{d_{60}}{d_{10}} = \frac{0{,}50}{0{,}27} = 1{,}85$$

APÊNDICE B – TESTES COM TRAÇADOR PARA DETERMINAÇÃO DO TEMPO DE DETENÇÃO NOS FILTROS LENTOS

A condutividade medida da água bruta para o teste de traçador do pré-filtro de pedregulho era igual a 4530 μS/cm. O pré-filtro de pedregulho foi operado com taxa de filtração igual a 10 m³/m².d durante o teste. As amostras eram pontuais e foram coletadas em espaços de tempo variados, como mostra a Tabela B.1.

Tabela B.1: Condutividade do efluente do pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente para taxa de filtração igual a 10 m³/m².d.

Tempo (min)	Condutividade (μS/cm)
0	4
60	10,14
90	8,77
105	9,55
120	12,83
135	21,3
150	824,2
160	3330
165	4010
170	4260
175	4420
180	4460
185	4520
190	4550
195	4550
200	4600
205	4510
210	4570
215	4480
225	4640
235	4540
245	4610
255	4600
260	4620
270	4570

No teste de condutividade dos filtros lentos a condutividade inicial da água afluente era cerca de 1700 μS/cm. A taxa de filtração dos filtros lentos estava a 3 m³/m².d e os resultados obtidos de condutividade dos efluentes constam na Tabela B.2.

Tabela B.2: Condutividade dos efluentes dos filtros lentos para taxa de filtração igual a 3 m³/m².d.

Tempo (horas)	Cond. FLA1 (μS/cm)	Cond. FLA2 (μS/cm)	Tempo (horas)	Cond. FLA1 (μS/cm)	Cond. FLA2 (μS/cm)
2	13,93	9,35	7,167	1671	1663
4	697,5	689,1	7,25	1672	1685
4,083	816,3	872,4	7,5	1703	1685
4,25	908,2	890,7	7,583	1676	1707
4,417	952	847,3	8	1703	1659
4,583	1149	1027	8,167	1668	1699
4,75	1211	1123	8,5	1646	1708
5	1290	1194	8,75	1673	1716
5,25	1370	1379	9	1681	1703
5,583	1468	1459	9,167	1685	1694
6	1548	1561	9,333	1689	1703
6,167	1575	1570	9,5	1685	1703
6,417	1619	1601	9,583	1689	1694
6,583	1645	1658	9,75	1689	1689
6,75	1645	1641	9,92	1685	1694
7	1645	1619			

APÊNDICE C - RESULTADOS DOS ESTUDOS PRELIMINARES

Tabela C.1: Valores de turbidez e eficiências de remoção dos filtros durante os estudos preliminares realizados na primeira fase experimental.

Dia	Turbidez (UT)					Remoção (%)		
	AB	AB após 24 h [1]	FLA1	PFPA	FLA2	FLA1[2]	PFPA[3]	FLA2[2]
1	3,57	3,33	4,76	1,78	4,58	-42,94	50,14	-37,54
2	2,27	2,18	2,55	1,72	2,37	-16,97	24,23	-8,72
3	1,79	2,13	2,37	1,64	2,23	-11,27	8,38	-4,69
4	2,2	1,88	2,46	1,72	2,42	-30,85	21,82	-28,72
5	1,94	1,86	2,81	1,78	2,53	-51,08	8,25	-36,02
6	1,86	2,15	3,07	1,63	2,64	-42,79	12,37	-22,79
7	1,89	3,1	2,9	1,66	2,46	6,45	12,17	20,65
8	2,16	2,17	3,1	1,58	2,27	-42,86	26,85	-4,61
9	1,9	1,82	3,11	1,65	2,16	-70,88	13,16	-18,68
10	2,03	1,91	2,8	1,61	2,17	-46,60	20,69	-13,61
11	2,2	1,95	2,55	1,6	2,07	-30,77	27,27	-6,15
12	2,04	1,98	2,48	1,53	2,19	-25,25	25,00	-10,61
13	2,1	1,95	2,32	2,05	2,61	-18,97	2,38	-33,85
14	2,1	1,76	2,08	1,43	2,05	-18,18	31,90	-16,48
15	2,29	1,95	1,97	1,63	2,07	-1,03	28,82	-6,15
16	2,16	2,93	1,6	1,69	1,88	45,39	21,76	35,84
17	2,51	2,27	1,17	1,62	1,47	48,46	35,46	35,24
18	2,47	2,28	0,757	1,49	0,94	66,80	39,68	58,77
19	2,05	1,94	0,707	1,38	0,752	63,56	32,68	61,24
20	2,15	2,27	0,61	1,24	0,607	73,13	42,33	73,26
21	2,27	2,91	0,584	1,19	0,576	79,93	47,58	80,21
22	2,46	1,84	0,48	1,22	0,446	73,91	50,41	75,76
23	2,69	2,41	0,408	1,27	0,463	83,07	52,79	80,79
24	2,9	2,13	0,507	1,28	0,333	76,20	55,86	84,37
25	2,3	-	0,484	1,46	0,358	78,96	36,52	84,43
26	2,22	2,56	0,466	1,16	0,321	81,80	47,75	87,46
27	-	2,27	0,612	1,23	0,413	73,04	45,81	81,81
28	2,17	2,23	0,67	1,39	0,35	69,96	35,94	84,30
29	2,27	1,77	0,491	1,13	0,364	72,26	50,22	79,44
30	2,55	2,42	0,667	1,34	0,581	72,44	47,45	75,99
31	2,44	-	0,65	1,25	0,559	73,36	48,77	77,09
32	2,06	1,74	0,688	1,3	0,641	60,46	36,89	63,16
33	2,15	1,73	0,725	1,35	0,687	58,09	37,21	60,29
34	1,88	1,61	0,86	1,212	0,756	46,58	35,53	53,04
35	2,17	2,26	0,771	1,15	0,753	65,88	47,00	66,68
36	2,02	1,95	0,825	1,22	0,801	57,69	39,60	58,92
37	2,06	1,82	0,786	1,18	0,847	56,81	42,72	53,46
38	2,12	1,82	0,904	1,23	0,859	50,33	41,98	52,80
39	2,53	1,96	0,996	1,6	0,859	49,18	36,76	56,17
40	1,96	-	0,82	1,51	0,88	58,16	22,96	55,10
41	2,3	1,59	0,75	1,34	0,803	52,83	41,74	49,50
42	1,59	3,16	1,02	1,09	0,761	67,72	31,45	75,92
43	2,3	1,81	0,965	1,35	0,846	46,69	41,30	53,26

Tabela C.1 (continuação): Valores de turbidez e eficiências de remoção dos filtros durante os estudos preliminares realizados na primeira fase experimental.

Dia	Turbidez (UT)					Remoção (%)		
	AB	AB após 24 h (1)	FLA1	PFPA	FLA2	FLA1(2)	PFPA(3)	FLA2(2)
44	2,44	2,15	0,832	1,29	0,813	61,30	47,13	62,19
45	2,28	1,72	1,02	1,35	1,07	40,70	40,79	37,79
46	2,21	1,73	1,54	1,35	1,14	10,98	38,91	34,10
47	2,26	2,79	1,12	1,28	1,27	59,86	43,36	54,48
48	2,2	1,96	1,09	1,31	1,15	44,39	40,45	41,33
49	2,24	1,98	1,1	1,26	1,29	44,44	43,75	34,85
50	2,32	2,83	1,26	1,57	1,27	55,48	32,33	55,12
Mínimo	1,59	1,59	0,41	1,09	0,32	-70,88	2,38	-37,54
Máximo	3,57	3,33	4,76	2,05	4,58	83,07	55,86	87,46
Média	2,23	2,15	1,41	1,43	1,29	33,52	34,93	38,92
Desvio padrão	0,31	0,43	0,99	0,21	0,89	44,90	12,91	39,16

AB: água bruta FLA1 e FLA2: filtro lento de areia 1 e 2

PFPA: pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente

(1): água bruta coletada simultaneamente com a amostra do filtro lento

(2): Remoção determinada em relação ao valor de turbidez da AB após 24 h. Caso esse dado não tenha sido coletada essa amostra, o cálculo foi efetuado com o valor de turbidez da AB.

(3): Remoção determinada em relação ao valor de turbidez da AB. Caso não tenha sido coletada essa amostra, o cálculo é efetuado com o valor de turbidez da AB após 24 h.

Tabela C.2: Valores de coliformes totais e eficiências de remoção dos filtros durante os estudos preliminares realizados na primeira fase experimental.

Dia	Coliformes Totais (NMP/100mL)					Remoção (%)		
	AB	AB após 24 h (1)	FLA1	PFPA	FLA2	FLA1(2)	PFPA(3)	FLA2(2)
1	1274	1333	1250	5172	1187	6,23	-305,97	10,95
2	24196	6131	1153	8664	767	81,19	64,19	87,49
3	8459	1589	602	2626,5	480	62,11	68,95	69,79
4	3991,5	3873	816,4	2110	488,4	78,92	47,14	87,39
5	3078	3609	249,5	4254	228,2	93,09	-38,21	93,68
6	3609	2792	146	1670	282	94,77	53,73	89,90
7	3316	3873	74	1211	231	98,09	63,48	94,04
8	3194	6564	524	1236	746	92,02	61,30	88,63
9	5510	4764	1046	2282	1223	78,04	58,58	74,33
10	3912	3316	683	1466	1014	79,40	62,53	69,42
11	5226	4028	563	1488	727	86,02	71,53	81,95
12	2966	3870	417	1413,6	355	89,22	52,34	90,83
13	3152	2382	145	565,4	285,1	93,91	82,06	88,03
14	2282	2046	152,3	295	111,2	92,56	87,07	94,57
15	25994	15531	218,7	3282	517,2	98,59	87,37	96,67
16	19126,5	4884	191,8	2034	290,9	96,07	89,37	94,04
17	6152	1508	105	1223	119,8	93,04	80,12	92,06
18	4374	4374	38,4	855	61,3	99,12	80,45	98,60
19	3232	1434	16,1	613,1	13,4	98,88	81,03	99,07
20	3578	1616	1	488,4	1	99,94	86,35	99,94
21	1616	1515	1	17,2	1	99,93	98,94	99,93
22	4718	3873	2	448	2	99,95	90,50	99,95

Tabela C.2 (continuação): Valores de coliformes totais e eficiências de remoção dos filtros durante os estudos preliminares realizados na primeira fase experimental.

Dia	Coliformes Totais (NMP/100mL)					Remoção (%)		
	AB	AB após 24 h (1)	FLA1	PFPA	FLA2	FLA1(2)	PFPA(3)	FLA2(2)
23	5226	2909	5,1	624	7,5	99,82	88,06	99,74
24	4028	3873	3,1	521	1	99,92	87,07	99,97
25	3978	-	5,2	816,4	8,6	99,87	79,48	99,78
26	3328	3076	13,5	435,2	3	99,56	86,92	99,90
27	3448	2098	4,1	435,2	3,1	99,80	87,38	99,85
28	4611	214,2	3	235,9	6,2	98,60	94,88	97,11
29	4764	3058	20,3	488,4	12,2	99,34	89,75	99,60
30	12262	-	44,1	816,4	47,3	99,64	93,34	99,61
31	5510	-	35,5	488,4	30,5	99,36	91,14	99,45
32	4564	-	39,3	579,4	32,3	99,14	87,30	99,29
33	4764	-	54,6	488,4	37,9	98,85	89,75	99,20
34	6867	-	17,3	435,2	37,9	99,75	93,66	99,45
35	3255	-	20,1	248,9	16	99,38	92,35	99,51
36	4286	-	38,3	410,6	29,2	99,11	90,42	99,32
37	3000	-	20,1	365,4	26,2	99,33	87,82	99,13
38	5818	2224	47,1	365,4	31,7	97,88	93,72	98,57
39	4978	-	47,1	360,9	37,3	99,05	92,75	99,25
40	6510	-	26,2	547,5	48,7	99,60	91,59	99,25
41	2723	-	29,9	410,6	23,1	98,90	84,92	99,15
42	1223	-	18,1	261,3	20,1	98,52	78,63	98,36
43	4962	-	12	224,7	11	99,76	95,47	99,78
44	6896	-	5,2	325,5	5,2	99,92	95,28	99,92
45	7746	-	15,8	410,6	18,7	99,80	94,70	99,76
46	5510	462	24,6	172,3	17,3	94,68	96,87	96,26
47	5510	2755	20,1	325,5	17,1	99,27	94,09	99,38
48	6131	-	22,8	160,7	26,5	99,63	97,38	99,57
49	6867	808	17,3	307,6	10,9	97,86	95,52	98,65
50	5818	-	16,1	272,3	16,1	99,72	95,32	99,72
Mínimo	1223,00	214,20	1,00	17,20	1,00	6,23	-305,97	10,95
Máximo	25994,00	15531,00	1250,00	8664,00	1223,00	99,95	98,94	99,97
Médias	5750,78	3324,44	180,42	1098,96	194,28	93,74	73,37	93,60
Desvio padrão	4876,55	2696,77	315,25	1512,36	318,80	14,74	58,86	14,10

AB: água bruta FLA1 e FLA2: filtro lento de areia 1 e 2

PFPA: pré-filtro de pedregulho com escoamento ascendente

(1): água bruta coletada simultaneamente com a amostra do filtro lento

(2): Remoção determinada em relação ao valor de coliformes totais da AB após 24 h. Caso esse dado não tenha sido coletada essa amostra, o cálculo foi efetuado com o valor de coliformes totais da AB.

(3): Remoção determinada em relação ao valor de coliformes totais da AB. Caso não tenha sido coletada essa amostra, o cálculo é efetuado com o valor de coliformes totais da AB após 24 h.

APÊNDICE D – PARÂMETROS MONITORADOS

Tabela D.1: Resultados de turbidez e remoções no experimento E1

Dia	Turbidez (UT)					Remoção (%)*		
	AB	PFPA	AB 24 h	FLA1	FLA2	PFPA	FLA1	FLA2
1	2,27	1,72	2,18	2,55	2,37	24	-17	-9
2	1,79	1,72	2,18	2,55	2,37	4	-17	-9
3	2,2	1,64	2,13	2,37	2,23	25	-11	-5
4	1,94	1,72	1,88	2,46	2,42	11	-31	-29
5	1,86	1,78	1,86	2,81	2,53	4	-51	-36
6	1,89	1,63	2,15	3,07	2,64	14	-43	-23
7	2,16	1,66	3,1	2,9	2,46	23	6	21
8	1,9	1,58	2,17	3,1	2,27	17	-43	-5
9	2,03	1,65	1,82	3,11	2,16	19	-71	-19
10	2,2	1,61	1,91	2,8	2,17	27	-47	-14
11	2,04	1,6	1,95	2,55	2,07	22	-31	-6
12	2,1	1,53	1,98	2,48	2,19	27	-25	-11
13	2,1	2,05	1,95	2,32	2,61	2	-19	-34
14	2,29	1,43	1,76	2,08	2,05	38	-18	-16
15	2,16	1,63	1,95	1,97	2,07	25	-1	-6
16	2,51	1,69	2,93	1,6	1,88	33	45	36
17	2,47	1,62	2,27	1,17	1,47	34	48	35
18	2,05	1,49	2,28	0,757	0,94	27	67	59
19	2,15	1,38	1,94	0,707	0,752	36	64	61
20	2,27	1,24	2,27	0,61	0,607	45	73	73
21	2,46	1,19	2,91	0,584	0,576	52	80	80
22	2,69	1,22	1,84	0,48	0,446	55	74	76
23	2,9	1,27	2,41	0,408	0,463	56	83	81
24	2,3	1,28	2,13	0,507	0,333	44	76	84
25	2,22	1,46	SD	0,484	0,358	34	78	84
26	SD	1,16	2,56	0,466	0,321	SD	82	87
27	2,17	1,23	2,27	0,612	0,413	43	73	82
28	2,27	1,39	2,23	0,67	0,35	39	70	84
29	2,55	1,13	1,77	0,491	0,364	56	72	79
30	2,44	1,34	2,42	0,667	0,581	45	72	76
31	2,06	1,25	SD	0,65	0,559	39	68	73
32	2,15	1,3	1,74	0,688	0,641	40	60	63
33	1,88	1,35	1,73	0,725	0,687	28	58	60
34	2,17	1,212	1,61	0,86	0,756	44	47	53
35	2,02	1,15	2,26	0,771	0,753	43	66	67
36	2,06	1,22	1,95	0,825	0,801	41	58	59
37	2,12	1,18	1,82	0,786	0,847	44	57	53
38	2,53	1,23	1,82	0,904	0,859	51	50	53
39	1,96	1,6	1,96	0,996	0,859	18	49	56
40	2,3	1,51	SD	0,82	0,88	34	64	62
41	1,59	1,34	1,59	0,75	0,803	16	53	49

Tabela D.1: (continuação) Resultados de turbidez e remoções no experimento E1

Dia	Turbidez (UT)					Remoção (%)*		
	AB	PFPA	AB 24 h	FLA1	FLA2	PFPA	FLA1	FLA2
42	2,3	1,09	3,16	1,02	0,761	53	68	76
43	2,44	1,35	1,81	0,965	0,846	45	47	53
44	2,28	1,29	2,15	0,832	0,813	43	61	62
45	2,21	1,35	1,72	1,02	1,07	39	41	38
46	2,26	1,35	1,73	1,54	1,14	40	11	34
47	2,2	1,28	2,79	1,12	1,27	42	60	54
48	2,24	1,31	1,96	1,09	1,15	42	44	41
49	2,32	1,26	1,98	1,1	1,29	46	44	35
50	2,88	1,57	2,83	1,26	1,27	45	55	55
51	2,48	1,47	SD	1,65	1,51	41	33	39
52	2,52	1,22	1,82	1,49	1,33	52	18	27
53	2,51	SD	2,89	1,21	1,28	SD	58	56
54	3	1,68	3,55	1,31	1,4	44	63	61
55	3,62	1,34	2,15	1,2	1,41	63	44	34
56	2,32	1,32	2,1	1,09	1,1	43	48	48
57	2,67	1,33	1,94	0,889	0,993	50	54	49
58	2,36	1,31	2,29	0,978	1,11	44	57	52

SD: sem dado AB: água bruta PFPA: pré-filtro de pedregulho com fluxo ascendente
AB 24 h: amostra coletada no mesmo horário que as amostras do filtro lento
*: As remoções do FLA1 e FLA2 foram determinadas em relação ao valor de turbidez medido na água bruta após 24 horas. Quando não há dados de turbidez da água bruta após 24 horas, foi usado o valor de turbidez da água bruta AB.

Tabela D.2: Resultados de turbidez e remoções no experimento E2.

Dia	Turbidez (UT)					Remoção (%)		
	AB	PFPA	AB 24 h	FLA1	FLA2	PFPA	FLA1	FLA2
1	2,4	1,35	2,6	1	1,02	44	62	61
2	2,23	1,23	2,24	1,01	1,06	45	55	53
3	2,93	1,28	2,42	1,02	1,09	56	58	55
4	SD	1,11	1,87	0,982	0,942	SD	47	50
5	2,47	1,58	2,2	0,96	0,905	36	56	59
6	SD	1,26	SD	1,11	1,02	SD	SD	SD
7	2,04	1,18	2,33	1,01	0,815	42	57	65
8	2,12	1,29	2,15	0,655	0,78	39	70	64
9	2,17	1,22	2,11	0,715	0,707	44	66	66
10	2,27	1,01	2,32	1,06	0,645	56	54	72
11	2,14	1,41	2,37	0,645	0,688	34	73	71
12	2,57	1,1	1,87	0,656	0,675	57	65	64
13	2,11	1,18	1,96	0,59	0,613	44	70	69
14	2,07	0,935	2,04	0,478	0,574	55	77	72
15	2,29	1,23	1,87	0,42	0,535	46	78	71
16	2,35	1,04	1,92	0,577	0,622	56	70	68
17	2,03	1,09	2,39	0,68	0,559	46	72	77
18	2,46	1,32	3,39	0,581	0,602	46	83	82
19	3,03	1,16	2,2	0,648	0,624	62	71	72
20	2,05	1,17	SD	SD	SD	43	SD	SD

Tabela D.3: Resultados de turbidez e remoções no experimento E3.

Dia	Turbidez (UT)					Remoção (%)		
	AB	PFPA	AB 24 h	FLA1	FLA2	PFPA	FLA1	FLA2
1	5,91	3,26	4,61	SD	SD	45	SD	SD
2	11,6	4,62	11,7	SD	SD	60	SD	SD
3	13,6	5,01	11,5	SD	SD	63	SD	SD
4	12,4	5,3	10,7	3,46	3,81	57	68	64
5	12,2	5,67	9,4	3,98	3,36	54	58	64
6	11,1	5,38	9,75	3,42	3,27	52	65	66
7	4,96	2,48	3,79	3,42	3,27	50	10	14
8	3,85	1,69	2,99	1,62	1,73	56	46	42
9	3,54	1,73	2,86	0,777	1,13	51	73	60
10	2,84	1,6	2,47	0,849	1,11	44	66	55
11	3,04	1,9	2,32	0,522	1,04	38	78	55

Tabela D.4: Resultados de turbidez e remoções no experimento E6.

Dia	Turbidez (UT)					Remoção (%)		
	AB	PFPA	AB 24 h	FLA1	FLA2	PFPA	FLA1	FLA2
1	44,6	13,5	SD	16,7	11,8	70	63	74
2	34,2	14	25,4	8,5	8,19	59	67	68
3	18,3	6,66	13,1	4,49	5,05	64	66	61
4	13,1	5,21	8,77	2,75	4,12	60	69	53
5	10,1	4,01	8,63	2,72	3,6	60	68	58
6	9,49	5,32	12,5	2,75	3,17	44	78	75
7	12,5	5,29	9,46	3,04	3,39	58	68	64
8	26,8	6,31	16,5	3,76	4,57	76	77	72
9	25,2	8,55	16,1	4,14	4,98	66	74	69
10	71,6	23,7	45,5	10,1	13,8	67	78	70
11	37	11,6	37	7,4	6,56	69	80	82

Tabela D.5: Perda de carga total e nos primeiros 5 cm do meio filtrante dos filtros lentos nos experimentos E1 e E2.

Dia	Perda de carga total (cm)		Perda de carga 5 cm (cm)		Dia	Perda de carga total		Perda de carga primeiros 5 cm	
	FLA1	FLA2	FLA1	FLA2		FLA1	FLA2	FLA1	FLA2
2	4	3,9	0,3	0,3	42	14,6	10,2	8,9	4
3	4,3	4,3	0,5	0,3	43	14	10,2	8,3	4,1
4	4,3	4,4	0,4	0,2	44	15,4	10,9	10,1	4,7
5	4,3	4,4	0,5	0,2	45	11,6	8,9	6,8	4,1
6	4,3	4,3	0,5	0,1	46	15,5	10,8	10,6	5,4
7	4,5	4,5	0,5	0,3	47	16,3	11,4	11,3	6
8	4,4	4,4	0,5	0,2	48	16	11,4	11,1	5,9
9	4,8	4,5	0,6	0,3	49	16,7	11,9	11,7	6,4
10	5	4,7	0,7	0,3	50	17,3	12,6	12,3	7
11	5	4,9	0,7	0,4	51	17,1	12,9	13,3	8
13	5,1	4,9	0,6	0,3	52	33,5	14,9	28,8	9,3
14	4,9	4,8	0,7	0,3	53	38,5	10,4	33,5	6
15	4,9	4,6	0,7	0,3	54	35,5	12,1	30,6	7,7
16	4,8	4,5	0,7	0,3	55	39	16,2	34	11,1
17	4,9	4,7	0,7	0,4	56	44	18,5	39	13,3
18	5	4,7	0,8	0,3	57	48,9	20,2	43,9	15,1
19	5,2	4,9	0,8	0,5	58	55,5	23,9	50,5	18,9
20	5,5	5	1	0,6	59	62	27,7	57	22,6
21	5,4	5,1	0,9	0,6	60	SD	SD	SD	SD
22	5,5	5,4	0,9	0,8	61	8,3	10	3	4,1
23	6,5	5,7	1,6	0,9	62	9	10	3,5	4,6
24	7,2	6,3	2	1,1	63	9,2	16,5	3,7	11,1
25	7,7	6,6	2,2	1,3	64	9,2	10,7	3,7	5,2
27	8,5	6,6	2,8	1,1	65	9,8	11,6	4,3	6,1
28	8	7,6	2,1	1,8	66	14,9	13,4	9,3	7,6
29	9	7,6	3,1	1,8	67	19,4	14,6	14,4	9
30	9,2	8	3,3	2,1	69	19,3	16,9	13,3	10,9
31	9,4	8,2	3,6	2,3	70	16,2	21,3	10,1	15,2
32	9,9	8,4	4,1	2,5	71	15,8	22,6	9,6	16,5
33	9,9	8,4	4,1	2,5	72	17,5	26,7	11,5	20,8
34	10,4	8,7	4,5	2,6	73	32	33,6	25,4	27,2
35	10,3	8,7	4,4	2,5	74	39,5	37,1	32,7	30,9
36	10,4	8,5	4,6	2,4	75	38	42,9	31,3	36,8
37	10,8	8,4	5,2	2,5	76	40,4	51,4	33,7	45
38	11,5	8,5	6	2,6	77	40,7	56,3	34	50
39	12,4	9,1	6,7	3,2	78	41,9	60,1	35,3	54,1
40	13,7	9,6	8	3,5	79	47,5	60,5	40,1	55,5
41	14,5	10	8,7	3,8	80	64,1	74,5	58,8	69,3

SD: sem dados

Nos dias marcados de azul foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta (51 , 65 , 72 e 79 dias).

Foi realizada a remoção da camada biológica dos filtros lentos no dia marcado de vermelho (60 dia).

Tabela D.6: Perda de carga total e nos primeiros 5 cm do meio filtrante dos filtros lentos nos experimentos E5 e E6.

Dia	Perda de carga total (cm)		Perda de carga 5 cm (cm)	
	FLA1	FLA2	FLA1	FLA2
1	18,1	15,4	12	9,3
2	25,6	17,9	19,7	11,5
3	32,1	19	25,9	12,5
4	46,6	18,6	40,4	12
5	50,3	18,4	43,7	11,8
6	53,2	19	46,6	12,2
7	8,7	9	3,3	3,6
8	14,4	6,7	7,5	0,8
9	18,8	9,6	11,7	3,8
10	27,6	6,7	19,7	0,8
11	27,9	9,7	20	3,8
12	27,7	10	19,9	4,1
13	27,5	10	19,8	4,1
14	28,8	10,1	21,1	4,3
15	31,8	10,4	24,2	4,5
16	35,1	10,8	27,1	5
17	40	11,2	32,4	5,3
18	63,7	11,3	57,7	5,7

Nos dias marcados de azul foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta (3 , 7 e 17 dias). Foi realizada a remoção da camada biológica dos filtros lentos no dia marcado de vermelho (7 dia).

Tabela D.7: Perda de carga total nos filtros lentos e valores de absorbância a 254 nm monitorados na amostra não filtrada no experimento E6.

	Perda de carga total (cm)		Absorbância 254 nm do não filtrada		
Dia	FLA1	FLA2	AB	FLA1	FLA2
1	8,7	9	0,265	0,151	0,122
2	14,4	6,7	0,259	0,138	0,124
3	18,8	9,6	0,173	0,095	0,092
4	27,6	6,7	0,149	0,095	0,092
5	27,9	9,7	0,14	0,076	0,085
6	27,7	10	0,127	0,069	0,078
7	27,5	10	0,127	0,065	0,071
8	28,8	10,1	0,159	0,063	0,068
9	31,8	10,4	0,16	0,068	0,074
10	35,1	10,8	0,37	0,065	0,071
11	40	11,2	0,19	0,12	0,14
12	63,7	11,3	0,124	0,082	0,08

Nos dias marcados de azul foram inoculados oocistos de *Cryptosporidium* na água bruta (1 e 11 dias).

Tabela D.8: Perda de carga total nos filtros lentos e valores de absorbância a 254 nm monitorados na amostra não filtrada no experimento E7/P2.

Dia	Perda de carga total (cm)		Absorbância 254 nm do não filtrada		
	FLA1	FLA2	AB	FLA1	FLA2
1	18,3	26,7	0,077	0,066	0,056
2	17,6	25,7	0,295	0,056	0,056
3	48,3	41,5	0,173	0,157	0,157
4	47,7	36,6	0,193	0,076	0,08
5	48,3	37,6	0,145	0,085	0,08

Nos dias marcados de azul foram inoculados oocistos de Cryptosporidium na água bruta (2 dia).

Tabela D.9: Concentrações de Coliformes totais das amostras de água bruta e filtrados no experimento E1.

Dia	Coliformes totais (NMP/100mL)				Dia	Coliformes totais (NMP/100mL)			
	AB	PFPA	FLA1	FLA2		AB	PFPA	FLA1	FLA2
0	1274	5172	1250	1187	30	4611	488,4	35,5	30,5
1	24196	8664	1153	767	31	4764	579,4	39,3	32,3
2	8459	2626,5	602	480	32	12262	488,4	54,6	37,9
3	3991,5	2110	816,4	488,4	33	5510	435,2	17,3	37,9
4	3078	4254	249,5	228,2	34	4564	248,9	20,1	16
5	3609	1670	146	282	35	4764	410,6	38,3	29,2
6	3316	1211	74	231	36	6867	365,4	20,1	26,2
7	3194	1236	524	746	37	3255	365,4	47,1	31,7
8	5510	2282	1046	1223	38	4286	360,9	47,1	37,3
9	3912	1466	683	1014	39	3000	547,5	26,2	48,7
10	5226	1488	563	727	40	5818	410,6	29,9	23,1
11	2966	1413,6	417	355	41	4978	261,3	18,1	20,1
12	3152	565,4	145	285,1	42	6510	224,7	12	11
13	2282	295	152,3	111,2	43	2723	325,5	5,2	5,2
14	25994	3282	218,7	517,2	44	1223	410,6	15,8	18,7
15	19126,5	2034	191,8	290,9	45	4962	172,3	24,6	17,3
16	6152	1223	105	119,8	46	6896	325,5	20,1	17,1
17	4374	855	38,4	61,3	47	7746	160,7	22,8	26,5
18	3232	613,1	16,1	13,4	48	5510	307,6	17,3	10,9
19	3578	488,4	1	1	49	5510	272,3	16,1	16,1
20	1616	17,2	1	1	50	6131	579,4	SD	186
21	4718	448	2	2	51	6867	325,5	60	9,7
22	5226	624	5,1	7,5	52	5818	248,9	13,2	3,1
23	4028	521	3,1	1	53	4374	206,4	8,5	15,8
24	3978	816,4	5,2	8,6	54	24066	343	7,5	3,1
25	3328	435,2	13,5	3	55	4128	107,1	3,1	6,3
26	3448	435,2	4,1	3,1	56	4978	137,6	5,2	6,3
27	1274	235,9	3	6,2	57	4884	90,6	3,1	5,2
28	24196	488,4	20,3	12,2	58	4962	65,7	1	3
29	8459	816,4	44,1	47,3					

Tabela D.10: Concentrações de Coliformes totais das amostras de água bruta e filtrados no experimento E2.

Dia	Coliformes totais (NMP/100mL)			
	AB	PFPA	FLA1	FLA2
1	2518	49,6	3,1	6,3
2	2548	73,3	7,5	6,3
3	3255	65,7	6,3	4,1
4	1935	47,3	1	3,1
5	3152	53,8	7,4	9,7
6	3700	75,9	70,6	7,5
7	7746	290,9	39,3	20,9
8	2143	260,3	12,1	8,5
9	1918	SD	2	8,6
10	>24190	146,7	4,1	4,1
11	>24190	78	<1	5,2
12	2934	228,2	3,1	3,1
13	2100	SD	3,1	8,4
14	6896	163,1	2	1
15	3578	101,9	1	1
16	5818	172,3	1	1
17	4494	119,8	2	2
18	3030	106,7	2	2
19	7308	290,9	4,1	5,2
20	5206	193,5	2	1
21	2518	SD	SD	SD

Tabela D.11: Concentrações de Coliformes totais das amostras de água bruta e filtrados no experimento E3.

Dia	Coliformes totais (NMP/100mL)			
	AB	PFPA	FLA1	FLA2
1	>48392	>2419,6	SD	SD
2	49960	10344	SD	SD
3	>483920	216	SD	SD
4	61520	1508	256	213
5	82120	1760	2200	172
6	41960	718	1714	148
7	8820	492	104	2909
8	7460	20	188	85
9	4180	243	214	166
10	5570	325,5	41	41
11	7670	517,2	21,8	98,4

APÊNDICE E - MÉTODO 1623: DETECÇÃO DE *Cryptosporidium* E *Giardia* NA ÁGUA POR FILTRAÇÃO/IMS/FA, USEPA (2005a)

Este texto foi extraído da dissertação de mestrado de Fagundes (2006) nesta faculdade e descreve detalhadamente o método 1623 da Agência Americana de Proteção Ambiental (USEPA).

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

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

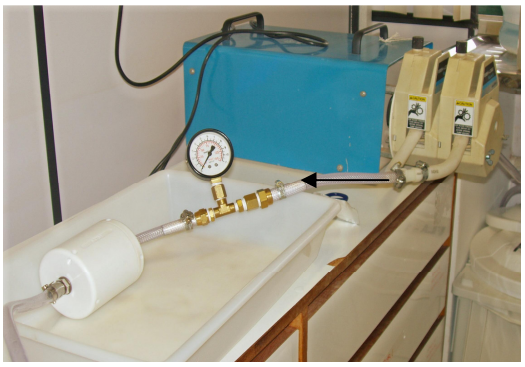


Figura E.1: Filtração com auxílio de bomba peristáltica

Figura E.2: Detalhe do encaixe do Filta-Max®, IDEXX

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

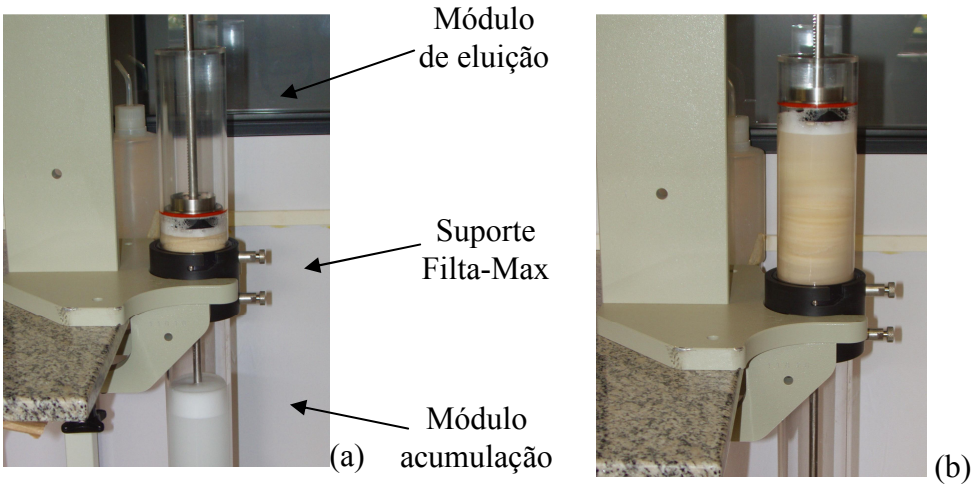
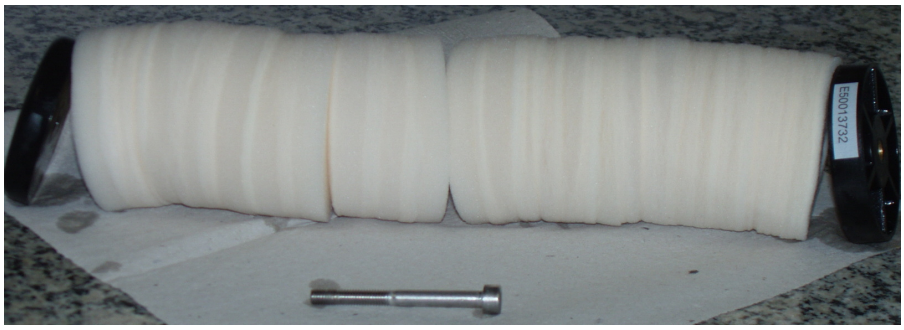


Figura E.3: Estação de eluição: (a) compressão; (b) descompressão

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

(a)



(b)

Figura E.4: (a) Filta-Max íntegro; (b) Filta-Max após a eluição.

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

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

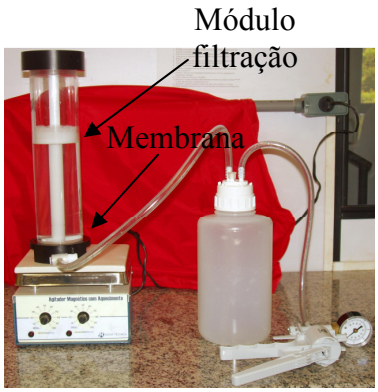


Figura E.5: Filtração a vácuo em membrana utilizando bomba a vácuo manual.

Figura E.6: Lavagem da membrana.

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

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

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

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

Figura E.7: Tubos cônicos de 50 mL

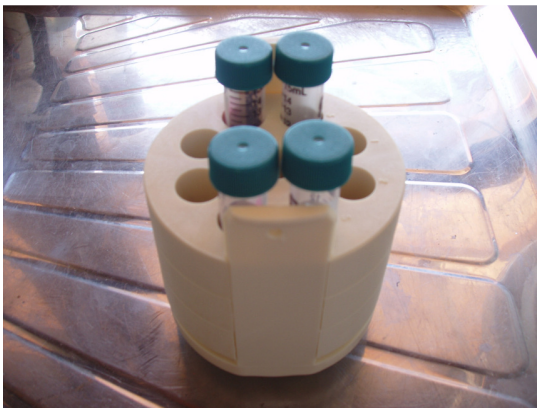


Figura E.8: Tubos cônicos de 15 mL

Figura E.9: Etapa de homogeneização

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

Figura E.10: Concentrador magnético para volume de 10 mL

Figura E.11: Concentrador magnético para volume de 1,5 mL

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

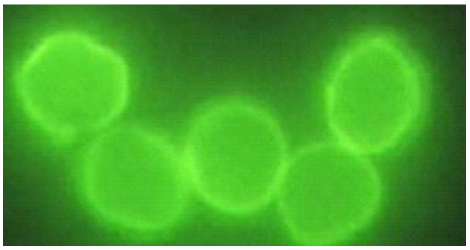
A identificação microscópica dos oocistos de *Cryptosporidium* foi realizada por análise de imunofluorescência direta com utilização de kit Merifluor® (Meridian Diagnostics, Inc).

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

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

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

Figura E.12: Microscópio de epifluorescência



(A)

(B)

Figura E.13: (A) Oocistos de *Cryptosporidium* em imunofluorescência e (B) em contraste de fases.

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

$$\text{n° oocistos/L} = \frac{N' \times \left(\frac{Vc}{Val} \right)}{Vam} \qquad \text{Equação E.1}$$

Onde: (1) N' = número de oocistos quantificados em cada poço; (2) V_c = volume final do concentrado, em µL, obtido após todo o processo de preparação da amostra; (3) V_{al} = volume do concentrado, em µL, adicionado a cada poço da lâmina; (4) V_{am} = Volume da amostra, em L, submetido ao processo de concentração.

APÊNDICE F – CONTAGEM DOS ORGANISMOS PRESENTES NO BIOFILME DO PFPA

O Apêndice F apresenta as contagens dos organismos fitoplanctônicos e zooplanctônicos do biofilme coletado do PFPA.

Tabela F.1: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 15/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	600	500	600	566,7	94444,4	1888,9	1,5E+05
Staurastrum	228	217	267	237,3	39555,6	791,1	6,1E+04
Staurodesmus	26	21	26	24,3	4055,6	81,1	6,3E+03
Diatomácea	12	23	18	17,7	2944,4	58,9	4,6E+03
Xanthidium	1	2	0	1,0	166,7	3,3	2,6E+02
Euastrum	1	0	0	0,3	55,6	1,1	8,6E+01
Closterium	1	1	0	0,7	111,1	2,2	1,7E+02
Cosmarium	2	2	1	1,7	277,8	5,6	4,3E+02
Desmidius	0	2	1	1,0	166,7	3,3	2,6E+02

Tabela F.2: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 1/11/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	888	733	788	803,0	669166,7	13383,3	4,3E+05
Staurastrum	45	57	70	57,3	47777,8	955,6	3,1E+04
Staurodesmus	14	16	13	14,3	11944,4	238,9	7,7E+03
Diatomácea	16	10	10	12,0	10000,0	200,0	6,4E+03
Euastrum	2	0	0	0,7	555,6	11,1	3,6E+02
Closterium	3	1	0	1,3	1111,1	22,2	7,2E+02

Tabela F.3: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 26/11/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	86	97	122	101,7	84722,2	1694,4	5,9E+04
Staurastrum	13	8	18	13,0	10833,3	216,7	7,5E+03
Staurodesmus	0	2	2	1,3	1111,1	22,2	7,7E+02
Diatomáceas	17	8	17	14,0	11666,7	233,3	8,1E+03
Closterium	0	1	0	0,3	277,8	5,6	1,9E+02
Cosmarium	0	0	3	1,0	833,3	16,7	5,8E+02

Tabela F.4: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 17/12/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	51	25	25	33,7	28055,6	561,1	2,9E+04
Staurastrum	10	6	3	6,3	1055,6	21,1	1,1E+03
Staurodesmus	0	0	2	0,7	111,1	2,2	1,1E+02
Diatomáceas	12	11	10	11,0	1833,3	36,7	1,9E+03

Tabela F.5: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 15/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Rotíferos	4	23	0	9,0	1500,0	30,0	2,3E+03
Oligochaeta	1	0	0	0,3	55,6	1,1	8,6E+01
Copepodos	1	0	0	0,3	55,6	1,1	8,6E+01
Testacea	0	0	1	0,3	55,6	1,1	8,6E+01
Nematoda	2	2	1	1,7	277,8	5,6	4,3E+02

Tabela F.6: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 1/11/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc. (org/g)
Rotíferos	10	5	8	7,7	6388,9	127,8	4,1E+03
Nematoda	2	4	3	3,0	2500,0	50,0	1,6E+03
Testacea	14	6	11	10,3	8611,1	172,2	5,5E+03
Ciliados	1	2	0	1,0	833,3	16,7	5,4E+02
Copepoda	3	0	3	2,0	1666,7	33,3	1,1E+03

Tabela F.7: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 26/11/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc. (org/g)
Rotíferos	0	2	1	1,0	833,3	16,7	5,8E+02
Copepoda	1	2	0	1,0	833,3	16,7	5,8E+02
Testacea	5	11	5	7,0	5833,3	116,7	4,1E+03
Nematoda	2	4	0	2,0	1666,7	33,3	1,2E+03
Ciliados	2	2	2	2,0	1666,7	33,3	1,2E+03
Ácaros	1	0	5	2	1666,7	33,3	1,2E+03

Tabela F.8: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes no biofilme do PFPA no dia 17/12/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Rotíferos	0	1	0	0,3	55,6	1,1	5,7E+01
Oligochaeta	0	0	1	0,3	55,6	1,1	5,7E+01
Testacea	14	7	5	8,7	1444,4	28,9	1,5E+03
Ciliados	15	11	13	13,0	2166,7	43,3	2,2E+03
Copepoda	0	0	1	0,3	55,6	1,1	5,7E+01

APÊNDICE G – CONTAGEM DOS ORGANISMOS PRESENTES NA "SCHMUTZDECKE" DOS FILTROS LENTOS

O Apêndice G apresenta as contagens dos organismos fitoplanctônicos e zooplanctônicos da "schmutzdecke" removida dos filtros lentos.

Tabela G.1: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na "schmutzdecke" do FLA1 no dia 15/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	507	503	503	504,3	84055,6	1681,1	3,4E+05
Staurastrum	41	62	86	63,0	10500,0	210,0	4,3E+04
Staurodesmus	6	13	15	11,3	1888,9	37,8	7,7E+03
Diatomácea	2	0	2	1,3	222,2	4,4	9,0E+02
Xanthidium	1	1	0	0,7	111,1	2,2	4,5E+02
Closterium	3	9	6	6,0	1000,0	20,0	4,1E+03
Cosmarium	2	0	2	1,3	222,2	4,4	9,0E+02

Tabela G.2: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na "schmutzdecke" do FLA2 no dia 15/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	287	264	308	286,3	47722,2	954,4	2,2E+05
Staurastrum	16	21	32	23,0	3833,3	76,7	1,8E+04
staurodesmus	7	4	5	5,3	888,9	17,8	4,1E+03
Diatomácea	0	1	0	0,3	55,6	1,1	2,5E+02
Closterium	16	8	17	13,7	2277,8	45,6	1,0E+04
Cosmarium	2	1	2	1,7	277,8	5,6	1,3E+03

Tabela G.3: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na "schmutzdecke" do FLA1 no dia 31/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	75	68	99	80,7	13444,4	268,9	6,4E+04
Staurastrum	4	4	2	3,3	555,6	11,1	2,7E+03
Staurodesmus	2	1	3	2,0	333,3	6,7	1,6E+03

Tabela G.4: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 31/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	129	92	127	116,0	19333,3	386,7	1,1E+05
Staurastrum	7	10	6	7,7	1277,8	25,6	7,5E+03
Staurodesmus	3	3	1	2,3	388,9	7,8	2,3E+03
Diatomáceas	2	2	0	1,3	222,2	4,4	1,3E+03
Closterium	0	1	0	0,3	55,6	1,1	3,2E+02
Cosmarium	0	3	1	1,3	222,2	4,4	1,3E+03

Tabela G.5: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 19/11/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	3	3	1	2,3	388,9	7,8	1,4E+03
Diatomáceas	1	0	0	0,3	55,6	1,1	1,9E+02
Closterium	1	0	0	0,3	55,6	1,1	1,9E+02

Tabela G.6: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 19/11/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	6	13	6	8,3	1388,9	27,8	7,7E+03
Staurodesmus	0	1	0	0,3	55,6	1,1	3,1E+02
Diatomáceas	0	1	0	0,3	55,6	1,1	3,1E+02

Tabela G.7: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 7/12/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	22	31	19	24,0	4000,0	80,0	1,9E+04
Staurastrum	4	1	1	2,0	333,3	6,7	1,6E+03
Diatomáceas	3	6	5	4,7	777,8	15,6	3,7E+03
Closterium	0	0	2	0,7	111,1	2,2	5,4E+02

Tabela G.8: Contagem de organismos fitoplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 10/12/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Synedra	16	6	5	9,0	1500,0	30,0	3,3E+03
Staurastrum	1	0	0	0,3	55,6	1,1	1,2E+02
Closterium	0	0	1	0,3	55,6	1,1	1,2E+02

Tabela G.9: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 15/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Rotíferos	1	1	0	0,7	111,1	2,2	4,5E+02
Copepodos	0	1	0	0,3	55,6	1,1	2,3E+02
Nematoda	3	4	3	3,3	555,6	11,1	2,3E+03
Heliozoa	1	0	0	0,3	55,6	1,1	2,3E+02
Testacea	1	0	0	0,3	55,6	1,1	2,3E+02
Amoebida	0	0	1	0,33	55,6	1,1	2,3E+02

Tabela G.10: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 15/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Rotíferos	3	2	3	2,7	444,4	8,9	2,0E+03
Nematoda	3	3	1	2,3	388,9	7,8	1,8E+03
Testacea	1	5	1	2,33	388,9	7,8	1,8E+03

Tabela G.11: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 31/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc. (org/g)
Rotíferos	1	1	1	1,0	166,7	3,3	8,0E+02
Nematoda	0	2	0	0,7	111,1	2,2	5,3E+02
Testacea	1	0	1	0,7	111,1	2,2	5,3E+02

Tabela G.12: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 31/10/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc. (org/g)
Copepodos	0	1	0	0,3	55,6	1,1	3,2E+02
Nematoda	2	0	0	0,7	111,1	2,2	6,5E+02
Testacea	3	0	0	1,0	166,7	3,3	9,7E+02

Tabela G.13: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 19/11/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc. (org/g)
Rotíferos	0	1	1	0,7	111,1	2,2	3,9E+02
Testacea	1	2	0	1,0	166,7	3,3	5,8E+02

Tabela G.14: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 19/11/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc. (org/g)
Rotíferos	0	2	0	0,7	111,1	2,2	6,2E+02
Nematoda	1	0	1	0,7	111,1	2,2	6,2E+02
Testacea	1	0	0	0,3	55,6	1,1	3,1E+02
Copepoda	0	0	1	0,3	55,6	1,1	3,1E+02

Tabela G.15: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA1 no dia 7/12/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Testacea	0	1	0	0,3	55,6	1,1	2,7E+02

Tabela G.16: Contagem de organismos Zooplanctônicos presentes na “schmutzdecke” do FLA2 no dia 10/12/2007.

Organismo	Rep. 1	Rep. 2	Rep. 3	Média	Qtde total	Conc. (org/mL)	Conc (org/g)
Testacea	3	2	0	1,7	277,8	5,6	6,1E+02

APÊNDICE H – DADOS DAS ANÁLISES DE SÓLIDOS NO EXPERIMENTO E5.

Tabela H.1: Análise de sólidos realizada no experimento E5.

Amostra	Passou pelo Filtro (μm)	Cadinho		Volume da amostra (mL)	Concentração de sólidos (mg/L)	$C_{médio}$ (mg/L)	Retido (%)
		Peso inicial (g)	Peso final (g)				
AB-A1	-	121,0564	121,101	500	88,2	90,0	-
		121,7235	121,765	450	91,8		
AB-A2	25	71,0621	71,0959	535	63,2	63,6	29,3
		83,2546	83,2889	535	64,1		
AB-A3	8	76,1018	76,1272	500	50,8	49,8	44,7
		81,6478	81,6712	480	48,8		
AB-A4	2,5	78,8281	78,853	570	43,7	43,9	51,2
		79,507	79,5335	600	44,2		
PFPA-A1	-	133,0896	133,108	490	36,5	40,3	55,2
		74,3531	74,3747	490	44,1		
PFPA-A2	25	72,6922	72,7087	500	33,0	38,2	
		94,6868	94,707	465	43,4		
PFPA-A3	8	94,0252	94,0465	490	43,5	45,8	
		79,8793	79,9029	490	48,2		
PFPA-A4	2,5	79,2984	79,3201	500	43,4	44,1	
		82,6593	82,6817	500	44,8		
FLA1	-	81,3824	81,3798	240	-10,8	33,8	62,5
		76,0839	76,092	240	33,8		
FLA2	-	121,0572	121,072	600	24,3	25,3	71,9
		121,7235	121,739	600	26,2		